

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

Cristiano Rodrigues Reis

**MAPEAMENTO DAS RESTRIÇÕES OPERACIONAIS E AMBIENTAIS NUMA
ÁREA DE FLORESTA AMAZÔNICA POR MEIO DO ESCANEAMENTO LASER
AEROTRANSPORTADO**

**Diamantina
2018**

Cristiano Rodrigues Reis

**MAPEAMENTO DAS RESTRIÇÕES OPERACIONAIS E AMBIENTAIS NUMA
ÁREA DE FLORESTA AMAZÔNICA POR MEIO DO ESCANEAMENTO LASER
AEROTRANSPORTADO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Eric Bastos Gorgens

**Diamantina
2018**

Ficha Catalográfica – Sistema de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecário Anderson César de Oliveira Silva, CRB6 – 2018.

R375m Reis, Cristiano Rodrigues
Mapeamento das restrições operacionais e ambientais numa área de
Floresta Amazônica por meio do escaneamento laser aerotransportado /
Cristiano Rodrigues Reis. – Diamantina, 2017.
114 p.

Orientador: Eric Bastos Gorgens

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciência
Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

1. Florestas tropicais. 2. LIDAR. 3. Manejo florestal sustentável.
4. Exploração de impacto reduzido. 5. Manejo florestal de precisão.
I. Gorgens, Eric Bastos. II. Título. III. Universidade Federal dos Vales
do Jequitinhonha e Mucuri.

CDD 634.9

Elaborada com dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Cristiano Rodrigues Reis

**MAPEAMENTO DAS RESTRIÇÕES OPERACIONAIS E AMBIENTAIS NUMA
ÁREA DE FLORESTA AMAZÔNICA POR MEIO DO ESCANEAMENTO LASER
AEROTRANSPORTADO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Eric Bastos Gorgens

Data de aprovação 31/01/2018.

Prof. Dr. Eric Bastos Gorgens
Faculdade de Ciências Agrárias - UFVJM

Prof. Dr. Cristiano Christofaro Matosinhos
Faculdade de Ciências Agrárias - UFVJM

Prof. Dr. Gilciano Saraiva Nogueira
Faculdade de Ciências Agrárias - UFVJM

Diamantina

AGRADECIMENTOS

Agradeço à toda minha família que sempre esteve ao meu lado e me deu o apoio necessário para chegar até aqui. Agradeço à minha mãe Erci que, melhor que ninguém, conhece o significado dessa conquista e os sacrifícios que foram necessários para que eu pudesse alcançá-la. À minha tia Ana que é meu ponto de apoio e que nunca mediu esforços para que eu realizasse os meus sonhos. Aos meus irmãos pelo amor, amizade e por me darem os sobrinhos mais lindos que alguém pudesse desejar. Aos meus amados sobrinhos Ana Gabriella, Isabella, Clarice e Tulio Filho, que têm o poder de curar qualquer tristeza apenas com um sorriso.

Agradeço aos meus amigos da Engenharia Florestal e do Laboratório de Anatomia Vegetal da UFV que se mantiveram presentes todos esses anos, permitindo que nos tornássemos uma família. Agradecimento especial ao Lucas Rocha que têm sido um grande companheiro há alguns anos e que me conhece melhor que qualquer outra pessoa. Ao Professor Helio Garcia, a quem serei sempre grato pela ajuda na escolha da Universidade e do Professor para me orientar durante o mestrado. Aproveito para agradecer à UFVJM e à cidade de Diamantina pela melhor acolhida de todos os tempos.

Agradeço ao Professor Eric Gorgens que aceitou o desafio de me orientar. Minha gratidão por todo o ensinamento ao longo desses dois anos, pela confiança, pela amizade e por todas as oportunidades que me foram ofertadas. Prof. Eric, espero ter cumprido meu papel enquanto aluno de mestrado e desejo que essa parceria se mantenha por muito tempo ainda. Não poderia deixar de agradecer à todos professores, funcionários e alunos do Departamento de Engenharia Florestal da UFVJM. Não tenho dúvidas que o curso de Engenharia Florestal da UFVJM têm professores competentes e dedicados. Agradeço pela liberdade e proximidade com que os professores nos tratam, conferindo ao DEF uma característica única. Ao Gilmar e Madalena que sempre se mostraram disponíveis e, pacientemente, me ajudaram em todos os momentos de dúvida.

Aos integrantes do treelab e do Laboratório de Mensuração e Manejo Florestal da UFVJM que além do conhecimento compartilhado se tornaram grandes amigos. Meu muito obrigado à Alessandra, Ana Flávia, Brenda, Eulália, Gabi Paranhos, Lidia, Mariana Andrade e Rafaella pela companhia, conversas e por compartilharem comigo todos os momentos vividos em Diamantina. Agradeço à todos os amigos da pós-graduação em Ciência Florestal. Agradeço ao destino (ou coincidência) por ter me apresentado a Cristiane, que além do nome compartilhamos à mesma data de nascimento. Essa simples brincadeira foi suficiente para que

nos tornássemos grandes amigos. Agradeço ao Guilherme Sanrley e sua maravilhosa família pela hospitalidade nos primeiros dias de Diamantina. À Paula Alves pelas histórias e risadas durante esse último ano. Graças à todos vocês me senti como se estivesse na minha casa, no conforto e na segurança que uma família oferece.

Agradeço, também, aos integrantes do Get-LiDAR da ESALQ/USP pelos seis meses de muito aprendizado e pela convivência incrível. Prof. Estraviz, Danitiele, Thaís, Luisa, Alexandre, Gabriel, Tiago, Daniel, Gustavo e André, sou muito grato pela recepção e por todo apoio durante a minha estadia. Agradeço ainda aos demais amigos que conquistei em Piracicaba, em especial à Vanessa, Renata, Alex, Bruno e Danyllo.

Ao Projeto Paisagens Sustentáveis Brazil pelos dados ALS utilizados neste trabalho. Ao Marcos Longo e à Maiza Naira dos-Santos por me receberem na Embrapa Informática Agropecuária e discutirem comigo pontos importantes do meu trabalho.

Por fim, reitero meus agradecimentos à UFVJM pela estrutura necessária para conclusão do mestrado, agradeço à FAPEMIG pela bolsa concedida, à Capes e ao CNPq. Agradeço aos membros da banca que se dispuseram a ler e avaliar o meu trabalho.

À todos os que contribuíram, direta ou indiretamente, para que esse momento não fosse somente um sonho, muito obrigado!

RESUMO

Como defendido na exploração de impacto reduzido, o planejamento é fundamental para o manejo sustentável de florestas tropicais. Novas tecnologias, como o LiDAR, têm permitido a construção de mapas e obtenção de estimativas que auxiliam tanto no planejamento quanto nas etapas de exploração e monitoramento do impacto. Com o intuito de reunir os diversos produtos do escaneamento laser aerotransportado (ALS) dispersos na literatura e úteis no manejo florestal, o objetivo deste trabalho foi apresentar uma sequência metodológica para determinar e monitorar as restrições ambientais e operacionais em uma área sob manejo na Amazônia. A área de estudo encontra-se na fazenda Cauaxi, município de Paragominas, estado do Pará. Foram sobrevoados 1214 hectares de Floresta Amazônica submetidas a manejo de impacto reduzido. Foram gerados os modelos digitais de terreno (MDT), hidrológicos e topográficos. A vegetação foi mapeada por meio dos modelos de densidade relativa (MDR), de biomassa, de localização de árvores dominantes e codominantes, de clareiras e gerado o mapa da infraestrutura existente. Por fim, a estrutura vertical da floresta foi analisada pela descrição do perfil vertical do dossel. A resolução do MDT foi de 1 metro e foi possível observar a variação da elevação local e os divisores de água. A densidade de drenagem foi de 1,7 km/km² e as áreas de preservação permanente (APP) de cursos d'água e nascentes somaram 137,7 ha. Mapas pouco utilizados como os de microbacias e distâncias vertical e horizontal poderiam ser considerados na divisão da área em unidades de produção anual e na delimitação de APP, respectivamente. A declividade variou de 0 a 30°, não apresentando APP por declividade, característica de um relevo predominantemente suave ondulado. As áreas com restrição ao trator skidder não ultrapassaram 1 km² e, as restritas aos caminhões carregados somaram 1,9 km². A densidade de estradas na área foi de 23,42 m.ha⁻¹ e o número de pátios por hectare foi de 0,04. A área total impactada pela abertura de estradas, trilhas e pátios foi de 30,77 hectares, correspondendo à 2,54% da área total. Foi possível observar menores valores de biomassa nas unidades de produção anual já exploradas. O mesmo ocorreu entre os valores de porcentagem de clareiras. O valor de biomassa médio, considerando pixels de 50 m², foi de 35,5 kg. Os menores valores dos parâmetros de forma e escala da função *Weibull* para o sub-bosque mostraram relação com as áreas impactadas pela abertura de infraestrutura, sendo uma alternativa ao MDR no monitoramento do impacto. Já o parâmetro de escala para o estrato da copa teve relação com o modelo de máximo dossel, indicando a localização das árvores emergentes. Foi possível mapear de maneira precisa as áreas com restrições ambientais e operacionais a partir do ALS, bem como, obter outros

produtos interessantes para o manejo florestal. Este trabalho apresentou um roteiro metodológico para a inserção do ALS no planejamento de todas as etapas do manejo florestal.

Palavras chave: Florestas tropicais. LiDAR. Manejo Florestal Sustentável. Exploração de impacto reduzido. Manejo florestal de precisão.

ABSTRACT

The reduced impact logging refers to the forest planning as a critical step to the sustainable tropical forest management. New technologies, such as LiDAR, have made possible to obtain maps and estimates which help on the planning, exploitation and impact monitoring phases. In order to gather the useful products of airborne laser scanning (ALS) in forest management, the objective of this work was to present a methodological sequence to determine and monitor the environmental and operational constraints in an area under management in the Amazon. The overflown area is located at the Cauaxi farm, municipality of Paragominas, state of Pará, Brazil. The ALS covered 1214 hectares of amazon forest submitted to reduced impact logging. Then, models such as digital terrain model (DTM), hydrological and topographic were extracted. Furthermore, the vegetation was mapped through models of relative density (MDR), biomass, localization of dominant and codominant trees, and clearing and map of the existing infrastructure. Finally, the forest vertical structure was analyzed by the description of the canopy height profile. The 1meter resolution DTM allowed to observe the variation of elevation and water dividers. The drainage density was 1.7 km/km² and the permanent preservation areas (PPA) related to water courses and springs comprised 137.7 ha. Underused maps such as micro-basins and vertical and horizontal distances could be considered in the division of the area into annual production units and in the PPA delimitation, respectively. The slope ranged from 0 to 30 ° and did not present PPA by slope, characteristic of a predominantly soft wavy relief. The areas restricted to the skidder tractor does not exceed 1 km², and those restricted to loaded trucks generated a total of 1.9 km². The density of roads inside the area was 23.42 m.ha⁻¹ and the number of the storage yards per hectare was 0.04. The area impacted by the opening of roads, trails and yards was 30.77 hectares, corresponding to 2.54% of the total area. It was possible to observe lower values of biomass in the annual production units already exploited. The same occurred with the percentage values of clearings. The average biomass value considering pixels of 50 m² was 35.5 kg. The lower values of shape and scale parameters of the Weibull function for the understory were related to the areas impacted by the infrastructure opening. The maps obtained with the Weibull parameters for understory can be an alternative to the RDM on the impact monitoring. The canopy scale parameter was related to the tall canopy model, indicating the location of the emergent ones. It was possible to accurately map the areas with environmental and operational restrictions from the ALS, as well as obtaining other interesting products for

forest management. This work presents a methodological guide for the insertion of ALS in the planning of all stages of forest management.

Keywords: Tropical forests. LiDAR. Sustainable forest management. Reduced impact logging. Precision forest management.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 O Manejo Florestal na Amazônia brasileira	14
3 MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 Área de estudo e escaneamento laser aerotransportado.....	19
3.2 Modelagem digital de terreno.....	22
3.2.1 Modelagem da hidrografia.....	23
3.2.2 Modelagem da topografia.....	27
3.2.3 Exposição e sombreamento	28
3.3 Modelagem de densidade relativa	28
3.4 Mapa de estradas e zona de impacto	29
3.5 Modelagem digital de altura do dossel.....	30
3.5.1 Modelo de máximo dossel.....	30
3.5.2 Modelagem da biomassa	30
3.5.3 Localização de árvores dominantes e codominantes.....	31
3.5.4 Mapeamento de clareiras	31
3.6 Perfil vertical do dossel	32
3.7 Processamento dos dados e construção dos mapas	32
4 RESULTADOS	34
5 DISCUSSÃO	73
6 CONCLUSÃO.....	87

REFERÊNCIAS88

APÊNDICE98

1 INTRODUÇÃO

A elevada biodiversidade, o suprimento de madeira e a redução de emissões por desmatamento e degradação (SAATCHI et al., 2011; MEDJIBE; PUTZ, 2012; LEITOLD et al., 2015; LONGO et al., 2016), deram bastante visibilidade às florestas tropicais. A crescente pressão internacional faz com que os países que abrigam esse tipo de cobertura florestal adotem posturas mais afirmativas diante das questões ambientais. No Brasil, percebe-se uma clara evolução dos instrumentos legais através da criação de órgãos que atuam desde a conservação até o manejo sustentável das florestas (BANERJEE; MACPHERSON; ALAVALAPATI, 2009). Busca-se entender como os ecossistemas florestais respondem às diferentes atividades antrópicas. Esse conhecimento permite planejar, manejar e monitorar as florestas visando o desenvolvimento sustentável de regiões tropicais, como a Amazônia (COSTA et al., 2015).

A heterogeneidade das florestas tropicais dificulta o planejamento de sua exploração. Existem diversas condições que levam ao planejamento florestal precário, tais como o desconhecimento acerca das características do terreno, dos cursos hídricos, da distribuição das espécies, da distribuição das árvores de interesse, entre outros (BRAZ et al., 2005; FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007; BRAZ; MATTOS; FIGUEIREDO, 2014). No manejo da Amazônia brasileira, a exploração de impacto reduzido (EIR) tem se difundido bastante. A EIR é um sistema integrado que busca o manejo florestal sustentável (MFS) e a proteção dos recursos remanescentes (KEEFE et al., 2009). Para que uma floresta seja considerada sob manejo florestal sustentável, é imprescindível que ações efetivas de colheita, silvicultura e monitoramento sejam executadas. Práticas essas que buscam garantir a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais (BRASIL, 2006).

As informações descrevendo a extensão e a estrutura da floresta, juntamente com dados precisos de topografia, são necessárias para o desenvolvimento e execução de planos de manejo florestal e para o monitoramento das florestas nativas na Amazônia brasileira (D'OLIVEIRA et al., 2012). Uma das etapas essenciais do manejo é o diagnóstico e zoneamento da área. O diagnóstico deve incluir descrição detalhada sobre clima, relevo, solo, hidrografia, espeleologia, arqueologia, vegetação, fauna, comunidades tradicionais, dinâmica de incêndios, conflitos de terra, uso do solo, pesquisa, dentre outros.

Já o zoneamento deve partir das informações levantadas na etapa de diagnóstico e, tendo em vista o objetivo do manejo, complementado com informações coletadas em campo (GUTBERLET, 2002; FIGUEIREDO et al., 2009). Para um zoneamento bem feito, é

fundamental ter em mãos informações georreferenciadas como dados da topografia, rede hidrográfica, imagens multiespectrais, rede de estradas e outros (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007). O nível de detalhamento dessas camadas é um fator importante na tomada de decisão durante as etapas do manejo florestal (D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014).

Levantamento de campo é uma atividade exaustiva e onerosa, devido às dimensões das parcelas a serem medidas, da extensão da área a ser percorrida e das condições climáticas extremas encontradas em ambientes tropicais (COOPS et al., 2007). Assim o uso de sensores remotos é uma alternativa para facilitar a coleta de informações da floresta em larga escala. Todavia, existem alguns obstáculos para os sensores remotos, como o denso dossel da floresta, a presença constante de nuvens e as interações da energia eletromagnética com a atmosfera (ASNER et al., 2005).

Os sensores multiespectrais operam em múltiplas bandas do espectro eletromagnético (ex. o sensor *Operational Land Imager* - OLI a bordo do satélite LANDSAT 8) e podem alcançar resolução espacial de 30 metros (ou 15 m no caso de banda pancromática). Existem, ainda, sensores que geram imagens de alta resolução, como é o caso dos sensores a bordo do satélite WorldView-3 (PETEAN, 2015). No setor florestal, para o melhor detalhamento da estrutura das florestas tem sido utilizado imagens oriundas de sensores hiperespectrais. Essas imagens são compostas por centenas de bandas que garantem uma resolução espectral maior do que os sensores multiespectrais. Assim, pode-se obter parâmetros importantes da floresta, como o padrão de distribuição e identificação de espécies e, o tamanho e identificação de copas de árvores (PETEAN, 2015). Os sensores ativos, como o RADAR e o LiDAR, apresentam algumas vantagens em relação aos sensores passivos, dentre elas, fonte de energia própria, a energia eletromagnética emitida sofre menos interferência do clima, nuvens, e partículas e, conseguem capturar informações do estrato abaixo do dossel florestal.

O LiDAR (do inglês, *light detection and ranging*), com sua elevada penetrabilidade e alta resolução espacial, é capaz de gerar informações detalhadas até mesmo de camadas inferiores às copas das árvores (COOPS et al., 2007; GÖRGENS et al., 2016). A medição de distâncias realizada pelo LiDAR se baseia no tempo de viagem do pulso laser emitido pelo sistema (NÆSSET, 1997; LEFSKY et al., 2002), onde os dados da varredura laser representam a distribuição tridimensional dos retornos do solo e dos objetos acima do terreno (SILVA et al., 2015; GÖRGENS et al., 2016). Essa tecnologia, através do escaneamento laser aerotransportado (do inglês, *Airborne Laser Scanning* - ALS), tem sido

bastante empregada na área florestal (WULDER et al., 2008; GIONGO et al., 2010; GORGENS et al., 2014), contudo, há pouco uso documentado para o planejamento e manejo de florestas nativas tropicais (D'OLIVEIRA et al., 2012). Devido à alta resolução espacial obtida com o LiDAR e a grande cobertura proporcionada pelo ALS, essa tecnologia já se mostrou útil em algumas etapas do planejamento, execução e monitoramento da exploração madeireira, com alguns exemplos de aplicação (ANDERSEN et al., 2014; D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014; PINANGÉ et al., 2015; LOCKS, 2017). Porém, existem produtos com potencial para uso no MFS que ainda não foram apresentados como alternativa para tais finalidades. Além de informações topográficas, caracterizar a estrutura horizontal e vertical da floresta é essencial para dar suporte às atividades de manejo, como planejamento de tratamentos silviculturais ou avaliação de habitats de espécies raras em perigo ou ameaçadas (COOPS et al., 2007).

Com base nos elementos expostos, formula-se a hipótese de que o sobrevoo LiDAR é capaz de apresentar modelos digitais das mais diversas informações com alta precisão e resolução para o planejamento, execução e monitoramento do MFS, visando a redução dos levantamentos de campo. Com o intuito de reunir os diversos produtos do escaneamento laser aerotransportado (ALS) dispersos na literatura e úteis no manejo florestal, o objetivo deste trabalho foi apresentar uma sequência metodológica para estimar e monitorar as restrições ambientais e operacionais em uma área sob manejo na Amazônia.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O Manejo Florestal na Amazônia brasileira

A exploração convencional (EC) na Amazônia é caracterizada pela falta de planejamento detalhado e, também, pela falta de especialização da equipe executora da colheita (HOLMES et al., 2002; CASTRO, 2012). Ao contrário da EC, o fator mais importante na exploração de impacto reduzido (EIR) é o treinamento dos trabalhadores florestais. Com a instrução adequada, é possível utilizar as melhores técnicas de colheita de madeira, que reduzem os danos às árvores remanescentes e os impactos da extração sobre o solo, água e biodiversidade (HOLMES et al., 2002; CASTRO, 2012). Para Medjibe e Putz (2012), mesmo em locais onde a EC se apresente mais rentável, seria fundamental incentivos e subsídios financeiros para a implementação da EIR.

O manejo florestal sustentável (MFS), no Brasil, segue as diretrizes da EIR (LOCKS, 2017). O Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) deve garantir a continuidade da produção e reduzir o desperdício de madeira, além de certificar os produtos florestais com consequente valorização perante o mercado mundial (MEDJIBE; PUTZ, 2012; ANGELO et al., 2014). Manejar a floresta significa organizar ações que permitam ordenar os fatores de produção, controlando sua produtividade e eficiência para alcançar determinados objetivos, seguindo um conjunto de princípios, técnicas e normas (HIGUCHI, 1994). O manejo florestal no Brasil foi impulsionado com o desenvolvimento da Agenda Positiva para o Setor Florestal do Brasil, por volta de 1997, que previa o manejo de florestas para o desenvolvimento socioeconômico, mantendo-se a qualidade ambiental e a integridade do ecossistema. Na época avaliou-se a hipótese de se ter a Amazônia brasileira como base produtora de madeira em toras para exportações (BANERJEE; MACPHERSON; ALAVALAPATI, 2009).

No MFS a colheita seletiva é, atualmente, o sistema predominante de extração madeireira na Amazônia brasileira (HIGUCHI, 1994). Nesse sistema, apenas as árvores comerciais, acima de um determinado diâmetro e dentro de um limite máximo de volume explorado, são cortadas e transportadas para serrarias (MEDJIBE; PUTZ, 2012). Numa análise a longo prazo, a colheita seletiva de madeira, em área sem distúrbios causados por fogo ou corte ilegal, parece ser compatível com a conservação da biodiversidade e seu efeito sobre os processos do ecossistema se mostraram moderados (COSTA et al., 2015). Embora a Amazônia brasileira preserve uma grande cobertura florestal, a fiscalização sobre a extração

ilegal de madeira é o principal ponto de preocupação político e a principal ameaça do ponto de vista da conservação da biodiversidade (ANGELO et al., 2014).

A Instrução Normativa (IN nº 5 de 11/12/2006) do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2006), que regulamenta os procedimentos técnicos do PMFS, divide o MFS em três fases: pré-exploratória, exploratória e pós-exploratória. A fase pré-exploratória pode ser considerada a fase mais importante pois, o planejamento é o princípio por trás do manejo florestal e é ele que ditará o sucesso no uso dos produtos (IFT, 2014). Estas etapas por sua vez podem ser relacionadas com o: macroplanejamento, microplanejamento (pré-exploratória), atividades exploratórias (exploratória) e, atividades pós-exploratórias (pós-exploratórias).

Na fase pré-exploratória, determina-se de forma criteriosa a viabilidade econômica do PMFS, através da seleção de áreas aptas ao manejo florestal excluindo-se da unidade de manejo florestal (UMF) as áreas de preservação permanente (APP) e as de reserva absoluta, quando houver; da quantificação do potencial da floresta para o manejo através de inventários amostrais; da avaliação da viabilidade econômica do empreendimento; da definição das estratégias de gerenciamento da floresta com estabelecimento do ciclo de corte e; o dimensionamento e definição das áreas de produção anual (UPA).

O ciclo de corte está associado à intensidade de corte e ao tamanho da UPA, que deve ser grande o suficiente para que venha a ser explorada novamente após o término do ciclo (IFT, 2014). Na ausência de informações sobre o crescimento e recuperação da floresta, a Resolução do Conama nº 406/2009 (CONAMA, 2009), que trata dos aspectos técnicos do PMFS, estabelece uma taxa de crescimento e regeneração que não excede $0,86 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Sendo assim, no PMFS pleno (em que se emprega máquinas de arraste), o ciclo de corte pode variar de 25 a 35 anos, a intensidade de corte deve ser menor ou igual a $30 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ respeitando a taxa de recuperação que não deve ultrapassar $0,86 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Ainda na fase de macroplanejamento, define-se e dimensiona-se a infraestrutura geral e quantifica-se a necessidade de recursos humanos. O IFT (2014) estima que, nos empreendimentos madeireiros empresariais, para cada 5000 ha de floresta manejada emprega-se 90 funcionários, desde o gerenciamento até a exploração.

Na fase do microplanejamento é realizado o planejamento ao nível da UPA. As informações obtidas são provenientes das atividades executadas antes da exploração e compreendem, portanto, as atividades pré-exploratórias. Essas atividades incluem o planejamento e construção de infraestrutura e devem ser realizadas pelo menos um ano antes da exploração (IFT, 2014). O microplanejamento consiste: da delimitação da unidade de

trabalho (UT) de forma a facilitar a execução do manejo florestal; no inventário florestal 100% (censo) das espécies comerciais ou potencialmente comerciais (para produtos madeireiros ou não) dentro da unidade de manejo; no trato silvicultural pré-exploratório, no planejamento da alocação das parcelas permanentes e; planejamento de infraestrutura.

No inventário 100% levantam-se informações dendrométricas, as espécies e a localização das árvores na floresta. Recomenda-se que o censo envolva as árvores com DAP, no mínimo, 10 cm menor que o diâmetro mínimo de corte ($DMC \geq 50$ cm). Coleta-se ainda informações qualitativas da árvore (qualidade do fuste, da copa e direção natural de queda), ocorrência de cursos d'água, cipoal etc. Essa atividade pode ser realizada por uma equipe de 5 pessoas: um coordenador para anotar os dados, um identificador botânico, um mensurador para medição dos diâmetros e colocar placas de identificação nas árvores e, dois laterais que darão a localização das árvores (coordenadas x e y) e outras informações complementares (clareiras, cipós cursos d'água, declividade etc). Já o objetivo do inventário contínuo (IC) é monitorar o crescimento e a regeneração natural da floresta. A parcela permanente (PP) possui área sugerida de 1 ha, formato retangular e dimensões de 20 x 500m. Deve ser alocada uma PP para cada 250 ha de floresta manejada, até um limite de 50 ha de parcelas. É recomendado ainda que a primeira medição das PP seja feita antes da exploração, a segunda um ano depois de explorado, a terceira tres anos depois e as demais podem ser realizadas a cada cinco anos. Para esse inventário utiliza-se a mesma equipe do censo, com exceção dos dois laterais. O processamento dos dados de IC, do censo e a confecção de mapas são cruciais para o manejo florestal permitindo maior precisão nas práticas de campo. Existem uma diversidade de mapas que podem ser elaborados para facilitar os trabalhos, dentre eles, os croquis de UT contento área total, limites, rede hídrica etc. Pode ser gerado o mapa pré-exploratório indicando a localização das árvores levantadas no censo, incluindo árvores a serem abatidas, remanescentes, protegidas por lei e, o mapa de corte e de arraste indicando a direção de queda e o sentido do arraste, entre outros.

Com o avanço e a disponibilidade de novas tecnologias, outros conceitos foram incorporados ao MFS, como o manejo florestal de precisão. No manejo florestal de precisão é possível realizar intervenções localizadas na floresta devido ao conhecimento detalhado e georreferenciado, permitindo melhores planejamentos e execução na exploração (BRAZ; MATTOS; FIGUEIREDO, 2014). Um exemplo recente de manejo de precisão pode ser encontrado no Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora), que é um processo de planejamento florestal cujo fundamento do método consiste em georreferenciar e monitorar

todos os processos, desde a elaboração até a execução do manejo florestal (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007).

Com o Modeflora foi possível reduzir custos e danos ambientais, aumentando a eficiência do monitoramento e da exploração (BRAZ; MATTOS; FIGUEIREDO, 2014). Assim, ao reunir técnicas de inventário florestal, pesquisa operacional, GNSS, GIS, radar SRTM, imagens de satélite, planejamento de rede de estradas, execução, aperfeiçoamento e rastreamento das operações de exploração, busca-se elevar a precisão no manejo (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007). D'Oliveira, Figueiredo e Papa (2014) utilizaram dados LiDAR para aumentar a precisão do manejo florestal e, com isso, aprimorar o modelo de exploração visando apresentar o Modeflora de segunda geração (FIGUEIREDO; D'OLIVEIRA; PAPA, 2015).

A fase de exploração deve reduzir danos à floresta, custos e acidentes de trabalho. Técnicas de corte direcional devem ser utilizadas visando o máximo aproveitamento de volume (evita-se árvores ocadas). Após o abate e destopamento das árvores procede-se com o arraste de toras até os pátios de estocagem pelas trilhas de arraste, planejadas previamente. Antes do transporte da madeira dos pátios para as serrarias, elas são marcadas com um número que será utilizado na rastreabilidade (IFT, 2014).

A última etapa engloba as atividades pós-exploratórias e segundo o IFT (2014) essas atividades envolvem: a manutenção de infraestrutura para reduzir custos de reconstrução; a avaliação de danos e desperdícios da exploração pela comparação de parcelas sem intervenção com aquelas onde ocorreu a colheita; a realização do IC seguindo o proposto na fase pré-exploratória; a aplicação de técnicas silviculturais para auxiliar na recuperação da floresta ou beneficiar espécies sensíveis que foram exploradas e; na adoção de medidas preventivas e de contenção de fogo, monitoramento da caça e da pesca e medidas contra invasão de terras.

Algumas atividades de monitoramento, como danos na copa, no sub-bosque, abertura de clareiras, infraestrutura e incêndios, estão fortemente associadas às técnicas de sensoriamento remoto e avaliações em campo (ASNER et al., 2005; LOCKS, 2017). Usar o sensoriamento remoto em operações florestais é interessante devido à obtenção de dados de grandes áreas de maneira rápida e relativamente barata (COOPS et al., 2007). Porém, a difusão espacial dos danos causados pelo corte de árvores, torna-se um desafio para o monitoramento através de satélites. Para isso, seriam necessários trabalhos intensivos de campo, o que se torna inviável (ASNER et al., 2005).

Nos métodos tradicionais de sensoriamento remoto por sensores passivos as incertezas na identificação de danos na copa são causadas pelos erros de correção atmosférica dos dados do satélite, presença de nuvens, delimitação automática de áreas colhidas e verificação manual (ASNER et al., 2005). As imagens de satélite associadas às vistorias de campo não têm sido suficientemente capazes de mapear os danos abaixo do nível do dossel e de criar uma relação direta entre área e volume explorados (LOCKS, 2017).

Melhorar o sistema de monitoramento de florestas tropicais e vinculá-los a produtos que também possam ser úteis aos sistemas de colheita e silvicultura, além de exigir uma alta performance nas observações satelitais, requer novas técnicas computacionais (ASNER et al., 2005). Atualmente, tem crescido muito o interesse no uso de sensores remotos para reduzir a necessidade de esforços de campo. Nesse contexto, pode-se citar o LiDAR, que fornece uma série de produtos com elevada resolução que podem ser utilizados em todas as etapas contidas no PMFS.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo e escaneamento laser aerotransportado

A área está localizada na fazenda Cauaxi, município de Paragominas, Estado do Pará e faz parte da Área de Manejo Florestal (AMF) Rio Capim de propriedade da empresa CIKEL Brasil Verde Madeira Ltda (FIG. 1). Nesse local é sediado o Centro de Manejo Florestal Roberto Bauch, o qual é utilizado desde 1995 pelo Instituto Floresta Tropical (IFT) como um centro de treinamento para demonstração de exploração de impacto reduzido (EIR) (PEREIRA JR. et al., 2002). O IFT opera uma das maiores áreas de treinamento e demonstração de manejo florestal na Amazônia brasileira, com mais de 3.000 ha de floresta sob manejo (KEEFE et al., 2009).

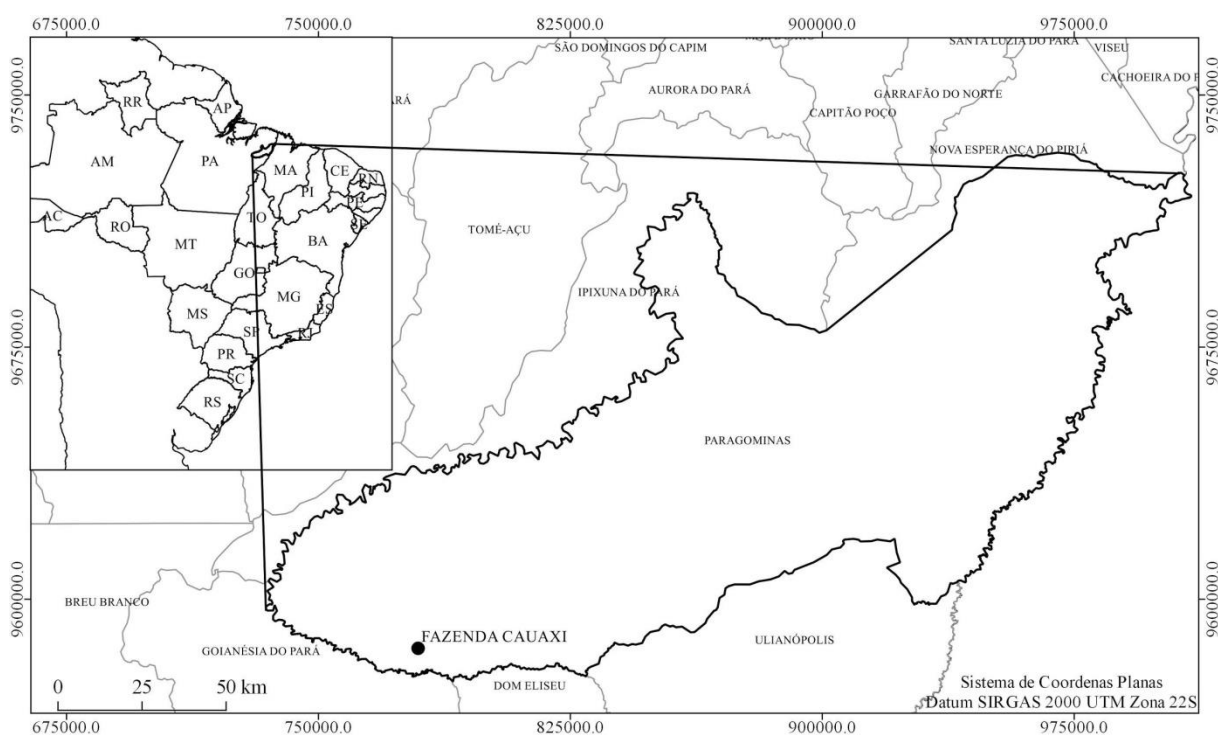


Figura 1. Localização da fazenda Cauaxi (ponto preto) no município de Paragominas, Pará, Brasil.

A elevação média da fazenda Cauaxi em relação ao nível do mar é de 119 m. O clima da região é tropical úmido com precipitação média de 2200 mm e a estação seca se estende de julho a novembro. O solo predominante da área é o latossolo amarelo distrófico e a topografia varia de plana a suave-ondulada. A vegetação típica é classificada como floresta ombrófila densa (VERISSIMO et al., 1992; PEREIRA JR. et al., 2002; ASNER et al., 2004, 2005; KEEFE et al., 2009; GÖRGENS et al., 2016).

A floresta ombrófila densa apresenta um dossel fechado, elevada biomassa e algumas árvores emergentes com altura variando de 30 a 50 metros. Na fazenda Cauaxi, os inventários florestais revelaram que as espécies mais importantes, comercialmente, são a Maçaranduba (*Manilkara huberi*), Maparajuba (*Manilkara paraensis*), Angelim vermelho (*Dinizia excelsa*), Ipê (*Tabebuia serratifolia*), Cupiuba (*Goupia glabra*), Piquiá (*Caryocar villosum*), Tauari (*Couratari sp*), Acapú (*Vouacapoua americana*), Jatobá (*Hymenaea courbari*) Timborana (*Piptadenia suaveolens*) e Faveiras (*Parkia spp*) (CARDONA, 2012).

No ano de 2012 foi realizado o ALS sobre a fazenda Cauaxi, pela empresa Geoid Aerolevantamento LTDA como parte do projeto Paisagens Sustentáveis, que foi o financiador do sobrevoo (DOS-SANTOS; KELLER, 2016). Esse projeto se trata de uma parceria entre o Serviço Florestal Americano e a Embrapa Monitoramento por Satélite.

O sobrevoo ocorreu a 850 metros de altitude, utilizando um sensor laser ALTM 3100 operando em uma frequência de escaneamento de 59,8 Hz e ângulo de visada de 11 graus. O ALS continha, ainda, um dispositivo GNSS APPLANIX operando a 5Hz e uma unidade de medição inercial (IMU) LITTON operando a 100kHz. O pré-processamento dos dados foi realizado pela empresa contratada utilizando os softwares POSPAC MMS 6.1, DASHMAP, TERRASCAN 13.0 e softwares CAD (DOS-SANTOS; KELLER, 2016). Os demais parâmetros do levantamento se encontram detalhados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros do levantamento laser aerotransportado realizado na fazenda Cauaxi, Pará, Brasil

Parâmetro	Valor
Datum	SIRGAS 2000
Zona UTM	22S
Área sobrevoada	1214 ha
Densidade média de retornos	28,3 pts.m ⁻²
Densidade média de primeiro retorno	13,89 pts.m ⁻²

Foram cobertas pelo sobrevoo seis UPA. O planejamento de exploração de cada UPA estava programada para: 2006 com 99,94 ha, 2007 com 162,63 ha, 2008 com 191,85 ha, 2010 com 153,56 ha, 2012 com 86,43 ha e, 2013 com 115,73 ha, conforme Figura 2.

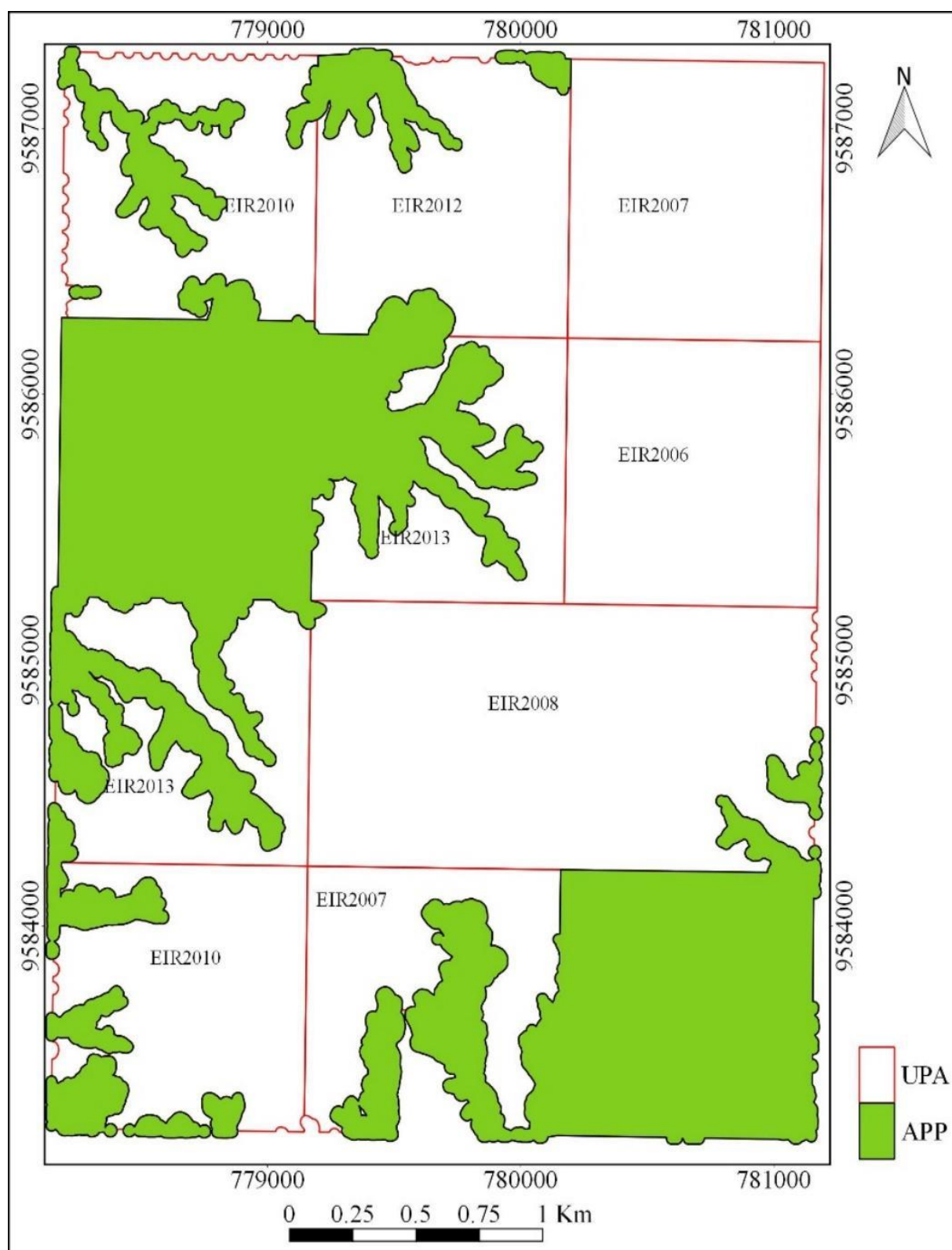


Figura 2. Área alvo do sobrevoo LiDAR na fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará. UPA: Unidades de Produção Anual para exploração de impacto reduzido (EIR) em diferentes anos. APP: Área de preservação permanente.

3.2 Modelagem digital de terreno

Filtrar os *outliers* da uma nuvem de pontos foi o primeiro passo para se obter os produtos da nuvem de pontos. Foi realizado considerando a elevação média mais ou menos 3 desvios-padrão dentro de uma janela de varredura definida pelo usuário. Na sequência, filtrou-se os pontos correspondentes ao terreno. Um MDT com elevada qualidade e sem artefatos depende da classificação adequada dos pontos de vegetação e do terreno (KRAUS; PFEIFER, 1998). A classificação errônea dos pontos de terreno pode reduzir o conjunto de dados, criando lacunas na superfície (SCHIMALESKY, 2007).

O algoritmo para filtragem dos retornos do solo proposto por Kraus e Pfeifer (1998; 2001) pertence ao grupo dos filtros de interpolação e se baseia na comparação dos pontos LiDAR com uma superfície de referência. O algoritmo utilizado é considerado um dos melhores filtros para a área florestal, com diversos exemplos de aplicações (KRAUS; RIEGER, 1999; KRAUS; PFEIFER, 2001; BRIESE; PFEIFER; DORNINGER, 2002; MENG; CURRIT; ZHAO, 2010; SILVA et al., 2014; GORGENS et al., 2015a, 2016; ANDRADE, 2017).

Na primeira etapa da filtragem criou-se uma superfície de referência, que considerou o valor médio dos pontos dentro de uma janela de filtro de 8 metros. Em florestas nativas é aconselhado usar um valor de célula igual ou superior a 8 metros para evitar a presença de artefatos no MDT (SILVA et al., 2012). Para cada ponto, foi calculado o desvio dele em relação à superfície de referência aplicando-se pesos de acordo com o grau de desvio (KRAUS; PFEIFER, 1998, 2001).

Assim, retornos cujos desvios (v_i) que estiverem acima de um valor de tolerância ($g + w$) são descartados, os que estiverem entre o limiar (g) e o valor de tolerância ($g + w$) recebem um peso variando de 0 a 1 e, os que estiverem abaixo do valor do limiar (g) recebem peso máximo e serão a base de construção da nova superfície de referência (EQ. 1). Os parâmetros da função de ponderação dos pesos foram $g = -2$, $w = 2,5$, $a = 1$ e $b = 4$ (MCGAUGHEY, 2016).

$$p_i = \begin{cases} 1 & v_i \leq g \\ \frac{1}{1+(a(v_i-g)^b)} & g < v_i \leq g + w \\ 0 & g + w < v_i \end{cases} \quad (1)$$

O processo se repete até que todos os pontos sejam considerados como solo, ou o número máximo de iterações seja atingido.

Após aplicação do filtro, os pontos de solo são interpolados considerando o inverso da distância visando obtenção do MDT com resolução espacial de 1 metro. O MDT com elevada resolução espacial possui diversas aplicações no manejo florestal, tais como: modelagem da hidrografia, modelagem da topografia, planejamento rodoviário e de colheita (REUTEBUCH et al., 2003; CLARK; CLARK; ROBERTS, 2004; D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014). Além disso, uma boa estimativa da altura do dossel de uma floresta, usando LiDAR, depende de uma representação precisa da superfície do solo (LEITOLD et al., 2015).

3.2.1 Modelagem da hidrografia

Para se obter o modelo da hidrografia a partir do MDT derivado do LiDAR é necessária a eliminação das depressões espúrias do MDT. Uma depressão espúria, neste caso, diz respeito à área que não apresenta nenhum ponto de escoamento. Por não existir um fluxo da água para fora da depressão, não se pode continuar o fluxo descendente de água para a borda do terreno. O algoritmo utilizado para remover as depressões simula a inundação do terreno com uma quantidade infinita de chuva uniforme até que um ponto de escoamento seja definido. A descrição completa do algoritmo (EQ. 2) utilizado para o preenchimento das depressões espúrias pode ser encontrado no trabalho de Arge et al. (2003).

$$Su = \min \{huv | (u, v) \in F\} \quad (2)$$

onde Su é a elevação de derramamento de um divisor de águas u , huv é o peso da borda de duas bacias u e v ; e F é um subconjunto do gráfico de fluxo de uma bacia.

Para esse algoritmo, especificamente, bacia hidrográfica consiste em um conjunto de células em torno de uma depressão que tem seu fluxo de água direcionado para o interior dela (ARGE et al., 2003). Em outras palavras, o algoritmo funciona como uma varredura do terreno de baixo para cima no plano horizontal preenchendo as depressões até que elas se fundam alcançando um ponto de derramamento (FIG. 3).

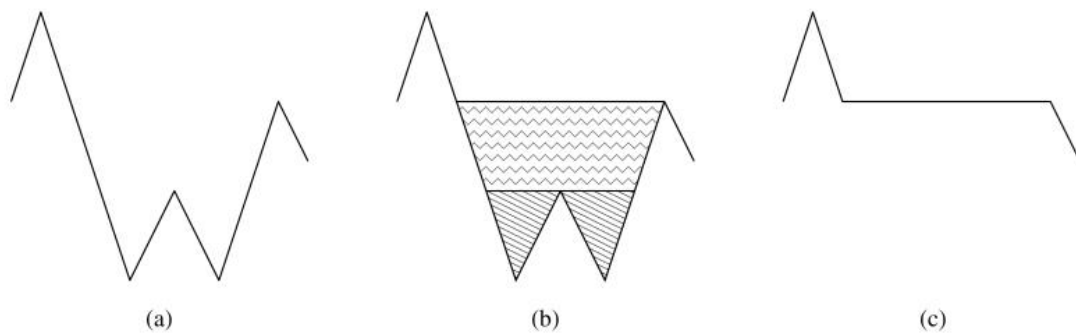


Figura 3. Esquema de preenchimento das depressões do terreno. Nesse esquema tem-se duas depressões (a) que são preenchidas até que elas se fundem (b) e o fluxo de água continue (c). Fonte: Arge et al. (2003).

Após a correção, atribui-se à todas as células uma ou mais direções de fluxo. A direção de fluxo representa a direção na qual a água fluiria para fora de cada célula do raster e, o algoritmo MFD (do inglês *Multi Flow Directions*) considera que a água pode seguir múltiplas direções no sentido das células vizinhas mais baixas (ARGE et al., 2003). O uso de rotinas que englobam MFD para análise da hidrologia e obtenção de índices topográficos tem sido recomendado na literatura por mostrarem todos os caminhos preferenciais do fluxo e não somente aqueles coincidentes com os cursos d'água (KOPECKÝ; ČÍŽKOVÁ, 2010; BUCHANAN et al., 2014). Ao final do processamento foram gerados o mapa com depressões corrigidas, o mapa de acumulação de fluxo e o de direção de fluxo.

No cálculo da acumulação de fluxo considera-se que, inicialmente, cada célula central possui uma unidade de fluxo a qual é distribuída para as células vizinhas através das direções de fluxo que a célula central pode ter. Sendo assim, a acumulação de fluxo de uma célula é a quantidade total de água fluindo através dela (ARGE et al., 2003).

Foi gerado, também, o mapa de índice topográfico de umidade (ITU) que é uma aproximação da umidade presente no solo. Esse mapa é obtido por meio da Equação 3 e relaciona o mapa de acúmulo de fluxo com a declividade do local.

$$ITU = \ln(As/(\tan(\beta))) \quad (3)$$

onde, As é a área de contribuição específica a montante (área fonte saturada) e $\tan(\beta)$ é a inclinação da célula (BEVEN; KIRKBY, 1979). Isso significa que, locais com uma grande área de contribuição recebem um alto valor de índice e espera-se que tenham uma disponibilidade de água relativamente maior do que locais com uma área de contribuição

menor. Do mesmo modo, locais íngremes recebem um pequeno índice e espera-se que sejam melhor drenados do que os locais com inclinação suave (SØRENSEN; SEIBERT, 2007).

Um MDT com elevada resolução permite um alto grau de detalhamento para análises e interpretações do local estudado. MDT derivados do LiDAR, combinados com métodos de extração de rede de canais, são ideais para manejadores obterem informações precisas sobre a hidrologia dentro de áreas florestadas e, assim, melhorar as práticas de manejo (LUMNITZ et al., 2017).

Extraíu-se a rede de drenagem da área de estudo, automaticamente, a partir do mapa de acumulação de fluxo por meio do método do caminho de menor custo (METZ; MITASOVA; HARMON, 2011). O limiar utilizado foi de 120.000. Quando atribuídos valores menores à esse parâmetro, o tempo de processamento, bem como o nível de detalhes da rede de drenagem, aumentam consideravelmente. A escolha do valor do limiar também foi condicionada à análise visual mais adequada das áreas que representam a rede de drenagem no MDT.

Após a obtenção do raster contendo a rede de drenagem, o mesmo foi convertido para vetor e, a zona referente à APP foi criada pelo buffer de distância variável. No código florestal (BRASIL, 2012), ficou definido que as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, são áreas de preservação permanente. E para rios de diferentes larguras, diferentes valores de área mínima para APP devem ser respeitados. Para fins de demonstração, e por não se ter informação precisa da largura dos rios, aplicou-se o buffer em metros em função da ordem do rio, obtida conforme Strahler (1964). O valor mínimo de 30 metros de buffer corresponde àqueles rios com largura da calha até 10 metros, portanto, em razão da ordem do rio os buffers variaram de 30 a 50 metros.

Isolou-se também os pontos correspondentes às nascentes utilizando o *plug-in Qchainage*. Esse *plug-in* isola todos os pontos (nós) das extremidades de cada linha. Posteriormente, de forma manual, foi realizada a correção dos pontos para se manter apenas aqueles referentes às nascentes. Para nascentes, sempre é exigida uma área mínima de 50 metros de raio a partir do ponto que a representa. Não foram aplicadas correções quando os rios e nascentes estavam sobrepostos às estradas. Obtidas as APP de cursos d'água e nascente, realizou-se a junção dos mesmos em uma única camada vetorial para que fosse possível o cálculo de área total reservada para APP.

Para gerar o raster das sub-bacias, o parâmetro de limiar mínimo utilizado no algoritmo de busca pelo menor custo (EHLSCHLAEGER, 1989) foi de 400.000. A escolha desse valor de limiar foi para gerar sub-bacias cujos valores de área fossem próximos aos das

UPA. O mapa de sub-bacias foi exportado em formato vetorial. O algoritmo utilizado para calcular a distância e a elevação relativa da rede de drenagem foi proposto por Jasiewicz e Metz (2011) e levou em consideração as múltiplas direções de fluxo que uma célula pode apresentar. Para se obter o mapa de distância vertical em relação aos canais de drenagem, são necessários como entradas o MDT hidrologicamente coerente, a direção de fluxo e a rede de drenagem. Utilizou-se o método *downstream* que calcula a distância e elevação dos divisores até o curso d'água mais próximo. Para cálculo da elevação, considera-se toda a rede de drenagem como uma referência topográfica relativamente plana (RENNÓ et al., 2008).

Para mapear as áreas com potencial de alagamento utilizou-se o cálculo proposto por Manfreda, Di Leo e Sole (2011) e algoritmo descrito por Di Leo, Manfreda e Fiorentino (2011). Esse algoritmo pode ser considerado útil para áreas sem estudos detalhados sobre inundação e, por isso, é oferecido como uma ferramenta rápida para uma primeira análise de áreas de risco. Automaticamente, é definido um limiar de acordo com a resolução do MDT e com os valores do ITU modificado (MANFREDA; DI LEO; SOLE, 2011). O cálculo do ITU modificado (*ITUm*) (EQ. 4) é muito parecido ao *ITU* calculado anteriormente. A diferença consiste basicamente no acréscimo do parâmetro *n*.

$$ITUm = \log(As^n / (\tan(\beta))) \quad (4)$$

onde *n* é um valor estimado com base no mapa de inundações obtido de simulações hidráulicas e na resolução do MDT.

Assim, as áreas expostas à inundação são caracterizadas como aquelas cujo *ITU*, a um dado expoente *n*, é maior que o *limiar* calculado pelo algoritmo. Tanto o *n* quanto o *limiar* são calculados de forma a minimizar os erros de omissão e de comissão (MANFREDA; DI LEO; SOLE, 2011). Os parâmetros ajustados no trabalho de Manfreda et al. (2011) para *n* e o *limiar* estão descritos nas Equações 5 e 6 a seguir:

$$n = 0,016 * (cellsize^{0,46}) \quad (5)$$

$$limiar = 10,89 * n + 2,282 \quad (6)$$

como a resolução do mapa da fazenda Cauaxi é de 1 metro, o valor do limiar foi de, aproximadamente, 2,46. Isso significa que no *ITUm*, as áreas cujos valores foram menores que 2,46 foram consideradas áreas inundáveis.

As áreas que estão sujeitas às cheias dos rios foram obtidas através do preenchimento do rio até um dado valor de elevação. Assim, são apresentados no mapa final os valores de profundidade da região alagada. Conhecendo a profundidade do rio e a flutuação vertical em períodos de chuvas, é possível simular e prever as áreas que estão sujeitas às cheias. Como a flutuação anual dos níveis médios dos rios amazônicos variam de 4 a 15 metros (<http://pt.aguasamazonicas.org/aguas-2/fluxos-e-inundacoes/fluxos/>), simulou-se enchentes em que as profundidades alcançaram valores próximos à esses.

3.2.2 Modelagem da topografia

Do MDT de 1 metro de resolução espacial, foram extraídas curvas de nível equidistantes 3 metros. O parâmetro que define o número mínimo de pixels para incluir a linha de contorno foi configurado para 1000. Esse parâmetro foi utilizado para a suavização das linhas de contorno.

Foram extraídas as informações sobre a declividade da área. O mapa de declividade foi gerado com os valores em graus (°). Aplicou-se um filtro de mediana para suavizar a granulometria do terreno. O tamanho da vizinhança empregado no filtro foi de 11 células. Logo após, o mapa foi reclassificado quanto às restrições de declividade e permitindo mapear locais de acesso restrito ambientalmente e operacionalmente. De acordo com a legislação brasileira, áreas com declividade igual ou superior a 45° devem ser mantidas como APP (BRASIL, 2012). Já as restrições operacionais foram obtidas pelo levantamento das especificações e recomendações técnicas das principais máquinas florestais utilizadas no manejo florestal na Amazônia. Seguindo valores sugeridos na literatura quanto ao uso de tratores (BRAZ, 2010; SOLGI; NAGHDI; NIKOOY, 2015), estabeleceu-se as classes quanto à restrição de uso do skidder em apto (0 a 20°) e não recomendado (>20°). Por sua vez, os caminhões carregados de madeira atuam em uma declividade de até 9° (BARBOSA; RODRIGUEZ; GORGENS, 2017).

Aplicou-se, ainda, a metodologia proposta pela Embrapa (1979) para reclassificar o relevo e calcular as suas respectivas áreas. As classes de relevo propostas pela Embrapa, em porcentagem, são: plano (inclinação entre 0 e 3%), suave ondulado (3 a 8%), ondulado (8 a 20%), forte ondulado (20 a 45%), montanhoso (45 a 75%) e escarpado (>75%). Os resultados

foram apresentados em graus para facilitar a leitura e evitar confusão na interpretação dos resultados.

3.2.3 Exposição e sombreamento

Tanto para calcular a declividade quanto o aspecto foi empregado o método apresentado por Horn (1981). Nesse método, são utilizadas as oito células vizinhas da célula central e, cada célula recebe um determinado peso para o cálculo da declividade e do aspecto. Assim, as células que se encontram nas direções x e y, em relação à célula central, recebem um peso maior do que as que estão localizadas na diagonal. O mapa de aspecto foi gerado e reclassificado de acordo com os pontos cardeais e colaterais (FIG. 4) e a área correspondente ao intervalo de cada face de exposição foi calculada.

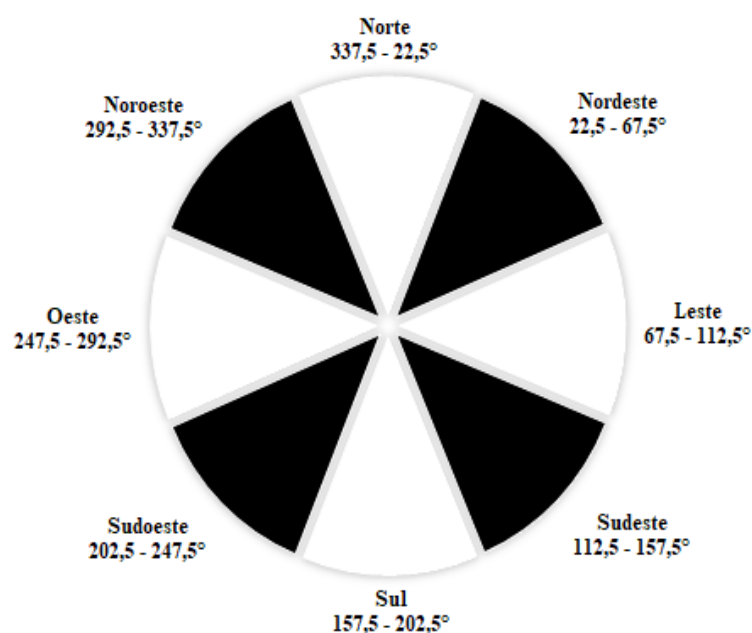


Figura 4. Representação dos ângulos referentes à cada face de exposição solar.

O mapa sombreado da área de estudo foi obtido considerando o ângulo de iluminação acima do horizonte de 45° (altitude) e a direção angular do sol de 315° (azimute).

3.3 Modelagem de densidade relativa

O modelo de densidade relativa (MDR) foi calculado pela divisão do número de pontos dentro de um intervalo vertical pelo número total de pontos a partir da superfície até o

limite superior desse intervalo (D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014). Assim como apresentado na Figura 5, para se obter o mapa de densidade relativa foi utilizado o limite superior da camada de 5 metros e a altura de corte (ou limite inferior da camada) de 1 metro. Calculou-se a razão entre quantidade total de pontos dentro dos limites inferior e superior da camada e, o total de pontos desde a superfície até o limite superior de 5 metros. O tamanho da célula utilizado foi de 1 metro quadrado.

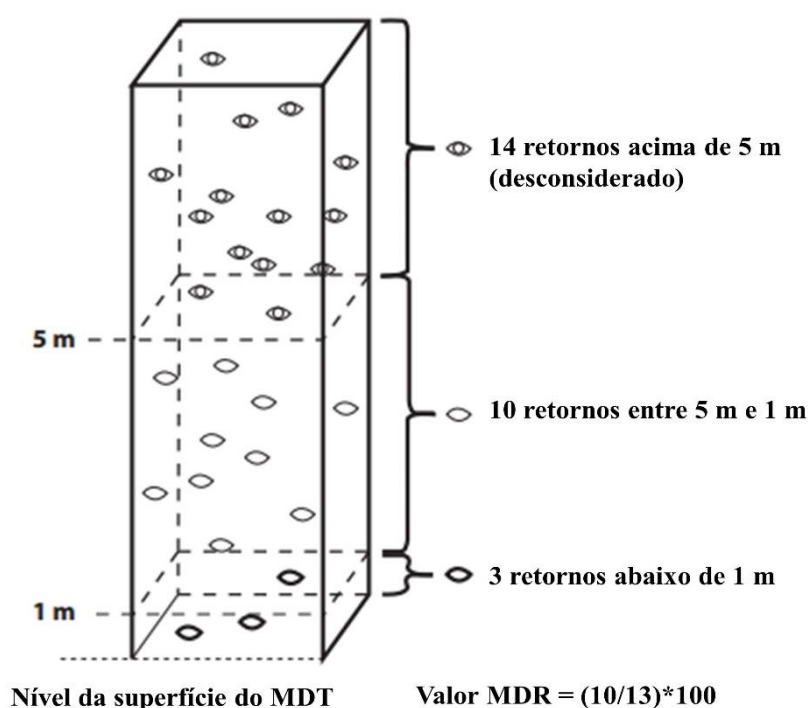


Figura 5. Esquema de cálculo da densidade relativa. Adaptado de: D'Oliveira; Figueiredo; Papa (2014).

3.4 Mapa de estradas e zona de impacto

A partir do mapa sombreado e do MDR, foi possível vetorizar manualmente as principais estradas e alguns ramais e trilhas de arraste da área sobrevoada. Com base nas feições identificadas, foi calculada a extensão das estradas, ramais e trilhas. A densidade de estradas foi obtida pela razão entre o comprimento de estradas abertas pela área total expressa em metros por hectare ($\text{m} \cdot \text{ha}^{-1}$). Além de evidenciar as estradas, o mapa de MDR permitiu o mapeamento das áreas abertas que funcionam como pátios de estocagem de madeira.

A zona impactada associada às operações de abertura de estradas e pátios foi definida aplicando-se um *buffer* para as estradas principais de 6 metros e, para as demais, um *buffer* de 4 metros. Nos pátios um *buffer* de 20 metros foi aplicado correspondendo a uma

área de aproximadamente 1250 metros quadrados. As dimensões dos *buffers* foram os mesmos utilizados por Andersen et al. (2014) na Floresta Estadual de Antimary.

3.5 Modelagem digital de altura do dossel

Os retornos da copa, ou os primeiros retornos, são normalmente interpolados em uma grade regular que irá representar o modelo digital de superfície (MDS) (POPESCU; WYNNE, 2004). Com isso, obteve-se uma superfície com os maiores valores de elevação dentro de células de 1 m². O tamanho do pixel deve ser pequeno o suficiente para manter detalhes da estrutura do dossel (ANDERSEN; REUTEBUCH; SCHREUDER, 2001).

O modelo digital de alturas do dossel (MDAD) foi criado a partir da normalização da nuvem de pontos, removendo-se as variações topográficas do terreno. Assim, o MDAD foi computado pela diferença de elevação entre os retornos da nuvem de pontos e os valores de elevação das células correspondentes ao MDT (POPESCU; WYNNE, 2004). Após esse processo, foi obtido uma superfície com resolução espacial de 1 metro cujos valores representam as alturas ao longo da área de estudo.

3.5.1 Modelo de máximo dossel

A partir do MDAD foi possível isolar as copas mais altas do modelo. Para isso, aplicou-se valores nulos a todas as alturas menores que 40 metros, deixando apenas as árvores com dossel igual ou acima desse valor no raster. Esse produto pode ser utilizado para monitorar mudanças no dossel da floresta onde sobrevoos ocorreram antes e depois da exploração (ANDERSEN et al., 2014).

3.5.2 Modelagem da biomassa

Os valores de alturas obtidos com o MDAD foram utilizados para estimar a biomassa acima do solo. Foi empregado um modelo com apenas dois parâmetros (EQ. 7) ajustado por Longo et al. (2016) para realizar o cálculo de biomassa. Esse modelo é considerado robusto e utiliza a métrica TCH, do inglês *top of canopy height*. A métrica TCH representa a distância entre o solo até a parte superior do topo da copa dentro de um grid e é considerada minimamente sensível aos diferentes sensores LiDAR e às características do sobrevoo (ASNER; MASCARO, 2014; LONGO et al., 2016).

Essa métrica corresponde ao valor médio de altura de 2500 pixels do MDAD, cuja resolução inicial é de 1 m². Assim, ao se obter o valor médio, a resolução final do mapa de biomassa passa para 50 m².

$$BAS_{TCH} = (0,054 * TCH^{1,76}) * 2 \quad (7)$$

em que *BAS* é a biomassa acima do solo estimada, *TCH* é a métrica de altura média do topo da copa, 0,054 e 1,76 são os parâmetros estimados por Longo et al. (2016) e, 2 é o fator de conversão de carbono para biomassa.

3.5.3 Localização de árvores dominantes e codominantes

O algoritmo utilizado para a localização das árvores dominantes e codominantes varreu o MDAD por meio de uma janela de busca fixada em 10000 metros (1 ha). A definição do tamanho da janela de busca se deu por meio da tentativa e erro com o objetivo de localizar aproximadamente 20 árvores por hectare (o equivalente ao número de árvores com DAP ≥ 50 cm). Dependendo do objetivo, o sucesso na identificação da localização das árvores usando o filtro de máximo local é dependente do tamanho da janela utilizada (POPESCU; WYNNE, 2004). No processamento, a janela de busca se move sobre o MDAD analisando os pixels contidos nela para determinar se o pixel no centro da janela é um pixel de máximo local (MCGAUGHEY, 2016). Caso ele seja classificado como de máximo local, a ele é atribuído uma marcação de topo da árvore (POPESCU; WYNNE, 2004; GORGENS et al., 2015b). Após localizadas as árvores dominantes e codominantes, aplicou-se um filtro para isolar as maiores árvores restando uma quantidade aproximada de 6 árvores por hectare.

3.5.4 Mapeamento de clareiras

O mapeamento das clareiras foi obtido através da reclassificação do MDAD, sua conversão para polígono e a filtragem das áreas de acordo com os valores recomendados por Hunter et al. (2015). De acordo com esses autores, para que uma abertura no dossel seja considerada uma clareira devem possuir áreas iguais ou superiores a 10 m² no estrato da floresta que compreende os 10 primeiros metros de altura.

3.6 Perfil vertical do dossel

O perfil vertical do dossel (PVD) foi computado considerando os retornos da nuvem de pontos normalizada. O PVD representa a distribuição vertical dos pontos laser em intervalos de alturas, os quais podem ser representados pelas suas distribuições empíricas ou por funções probabilísticas (COOPS et al., 2007; CONTO et al., 2015; SILVA et al., 2015; GORGENS et al., 2016). Assim, foi possível calcular a distribuição dos pontos do escaneamento laser dentro de células de 50 m². Foi ajustada uma função de distribuição acumulada *Weibull* de dois parâmetros (EQ. 8) para o estrato superior da floresta (> que 10 metros de altura) e outra função para o estrato inferior da floresta (≤ 10 metros de altura). Os mapas foram construídos com os parâmetros obtidos para cada célula de 50 m².

$$F(h) = 1 - \exp\left(-\left(\frac{h}{\beta}\right)^{\gamma}\right) \quad (8)$$

em que h é o centro da classe das distribuições de altura, γ é o parâmetro de forma e β é o parâmetro de escala da função *Weibull*. A função *Weibull* tem sido empregada para descrever a distribuição vertical dos valores de altura devido à sua flexibilidade (DEAN et al., 2009) e tem gerado resultados satisfatórios no que diz respeito à caracterização da estrutura vertical de florestas (COOPS et al., 2007; SILVA et al., 2015; GORGENS et al., 2016).

O parâmetro de escala tem a mesma unidade de medida que a variável h enquanto o de forma não possui dimensão. A alteração dos valores de parâmetro de forma permite que sejam modelados diferentes distribuições (BAILEY; DELL, 1972; GORGENS et al., 2016).

3.7 Processamento dos dados e construção dos mapas

O fluxograma contendo todas as etapas do processamento está disponível no Apêndice A. Os códigos utilizados na obtenção da maior parte dos produtos podem ser consultados no Apêndice B.

Os programas utilizados estão disponíveis para download gratuitamente. Os modelos digitais de terreno, superfície, altura do dossel, de densidade relativa, de árvores dominantes e codominantes e obtenção do perfil vertical do dossel foram obtidos com o software Fusion 3.6 (MCGAUGHEY, 2016). Toda a análise da hidrologia, da topografia,

mapa de sombreamento e de clareiras foram realizadas no GRASS GIS 7.2.0 (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2017). O cálculo da biomassa acima do solo e ajuste da função *Weibull* foram realizados no programa estatístico R 3.4.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017). A construção final dos mapas, conforme apresentado nos resultados, a vetorização das estradas das estradas, aplicação de *buffers* e cálculo de áreas ocorreram no QGIS 2.18.14 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2017). Para os mapas apresentados na seção resultados foram adotados a projeção UTM, zona 22 S e o sistema de referência Datum SIRGAS 2000.

4 RESULTADOS

O MDT apresentou elevação variando de 74 a 157 metros. Observou-se a presença de alguns artefatos no mapa. Conforme o histograma contendo os valores de elevação (FIG. 6), pode se considerar que a variação foi de 78 a 149 metros (FIG. 7). A presença de artefatos pode ser amenizada com aplicação de filtros, disponíveis na etapa de processamento que gera o MDT a partir da nuvem de pontos. Tais filtros não foram aplicados neste trabalho. Nota-se um divisor de águas partindo da região nordeste em direção ao sudoeste. Um rica rede de drenagem na região noroeste e outra na região sudeste.

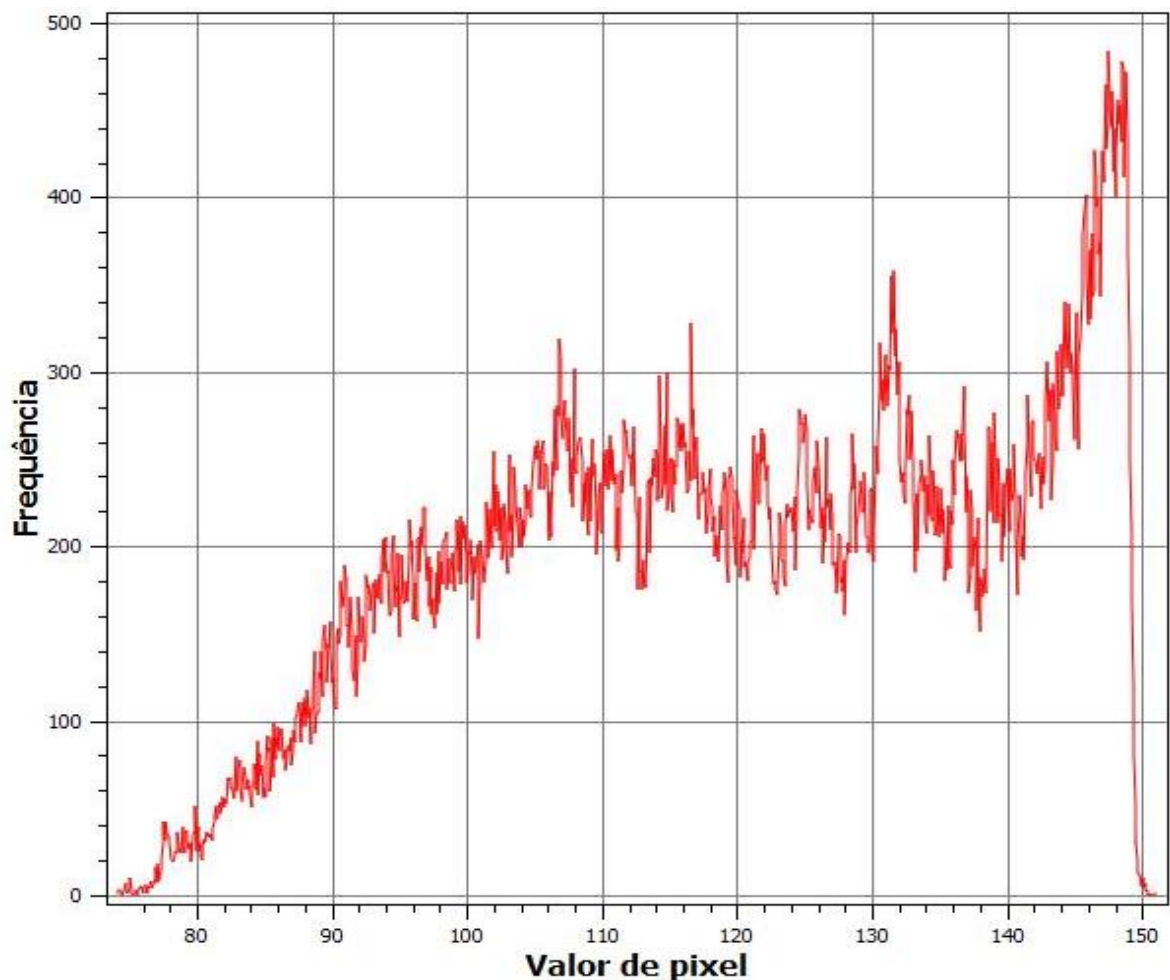


Figura 6. Histograma com a frequência de distribuição dos valores de elevação do modelo digital de terreno.

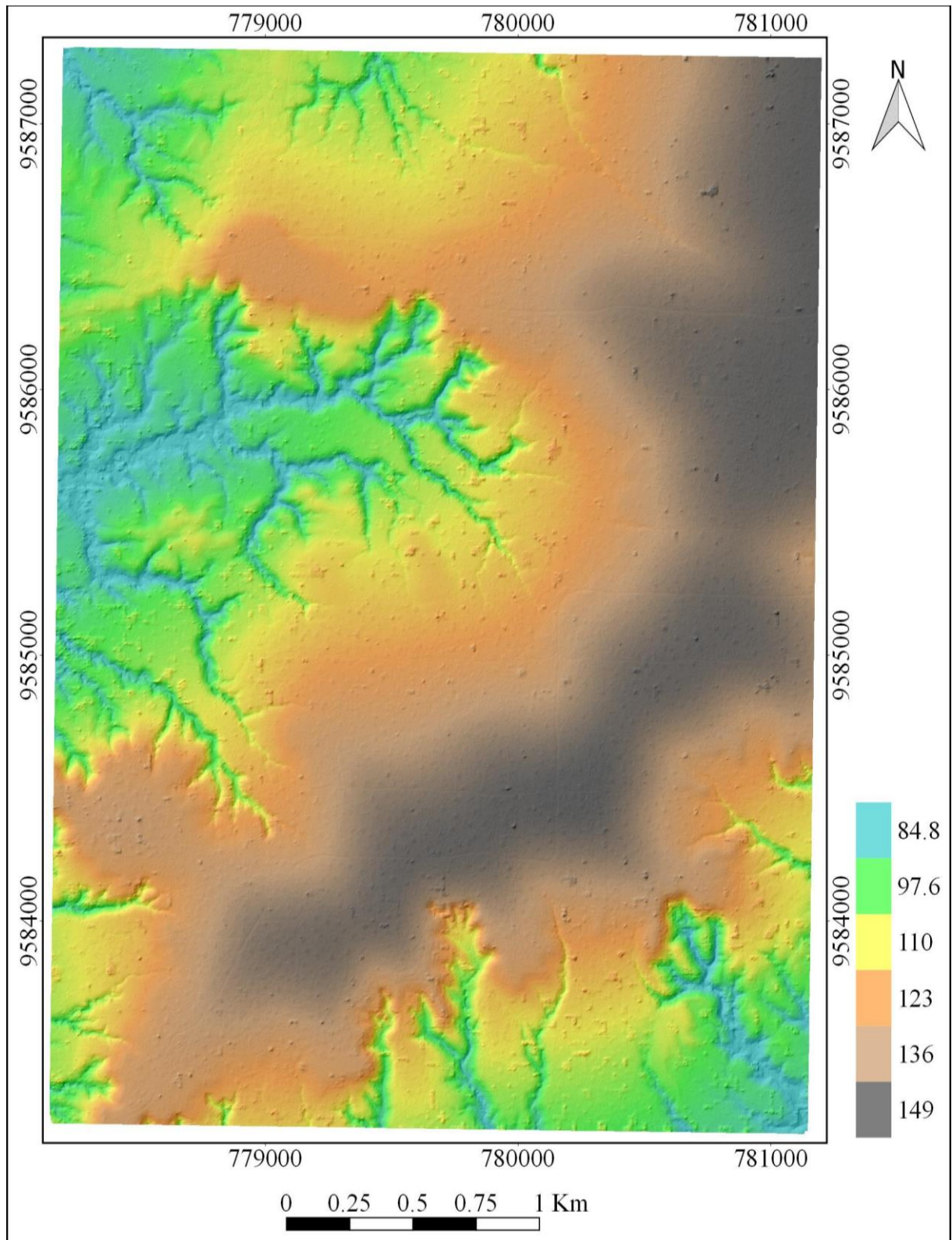


Figura 7. Modelo digital de terreno com os valores de elevação em metros.

A área de acúmulo de fluxo do raster apresentou valores que foram de 1 a 4597 células (FIG. 8). Como esperado, as áreas com maior acúmulo foram aquelas localizadas nas porções de menor elevação do MDT, coincidindo com a rede de drenagem. Com o algoritmo de múltiplas direções de fluxo (MFD) foi possível identificar os caminhos preferenciais da água sobre o terreno. Observa-se claramente o divisor de águas, com baixos valores de acúmulo de água. Outro ponto interessante, foi a identificação de áreas de acúmulo de fluxo de água coincidindo com as estradas, na região mais ao norte do mapa.

No mapa de índice topográfico de umidade (ITU; FIG. 9), a cor azul escura representa as áreas com maior potencial de umidade do solo, localizadas principalmente nas áreas próximas aos cursos d'água. As cores intermediárias mostram locais onde os fluxos de água tendem a se concentrar, aumentando a umidade do solo. As áreas mais claras indicam baixa probabilidade de saturação por umidade do solo. Os valores negativos ocorrem quando a área de contribuição específica dividida pela declividade do local resulta em valor menor que 1.

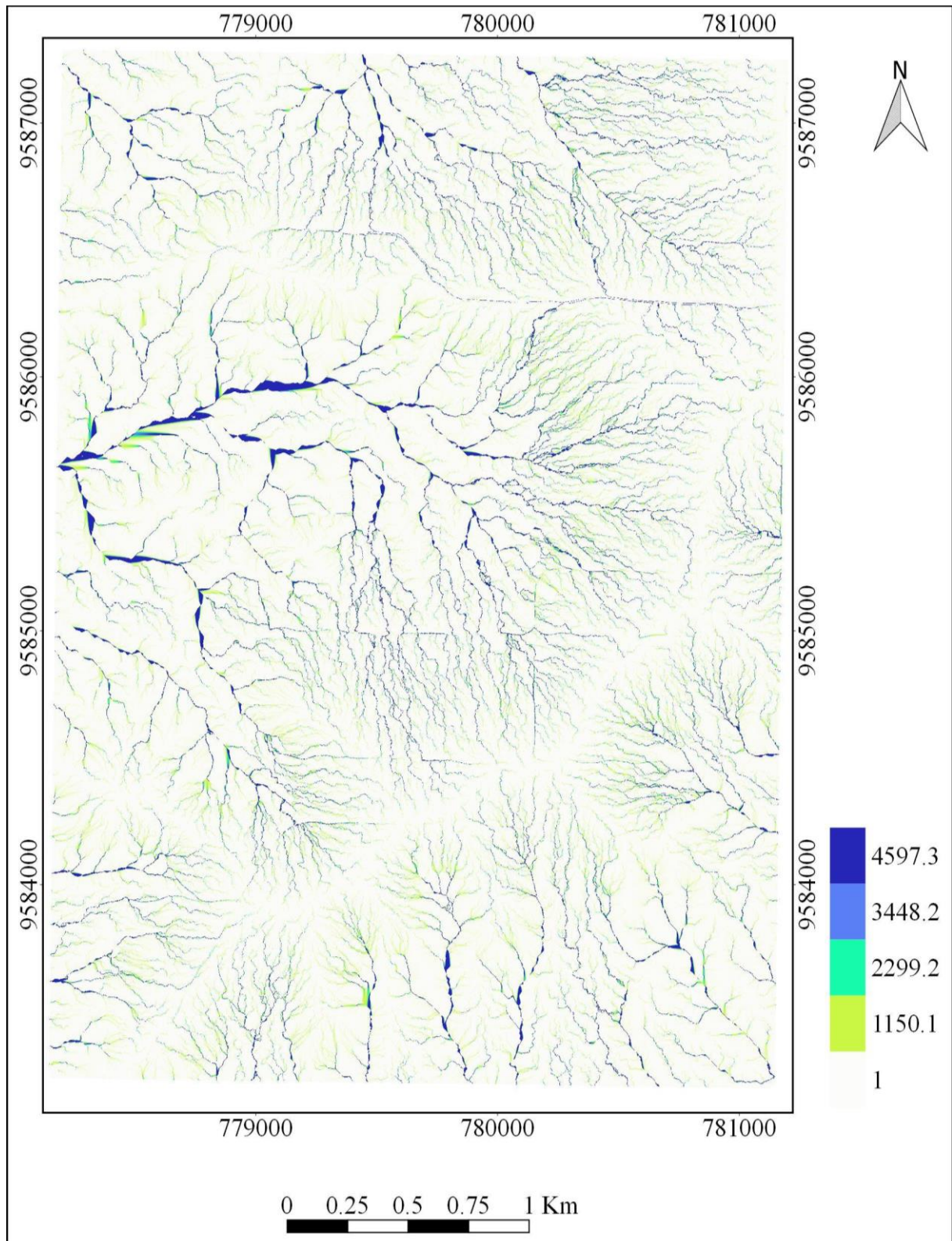


Figura 8. Mapa de acumulação de fluxo mostrando a quantidade total de células contribuindo na formação do fluxo.

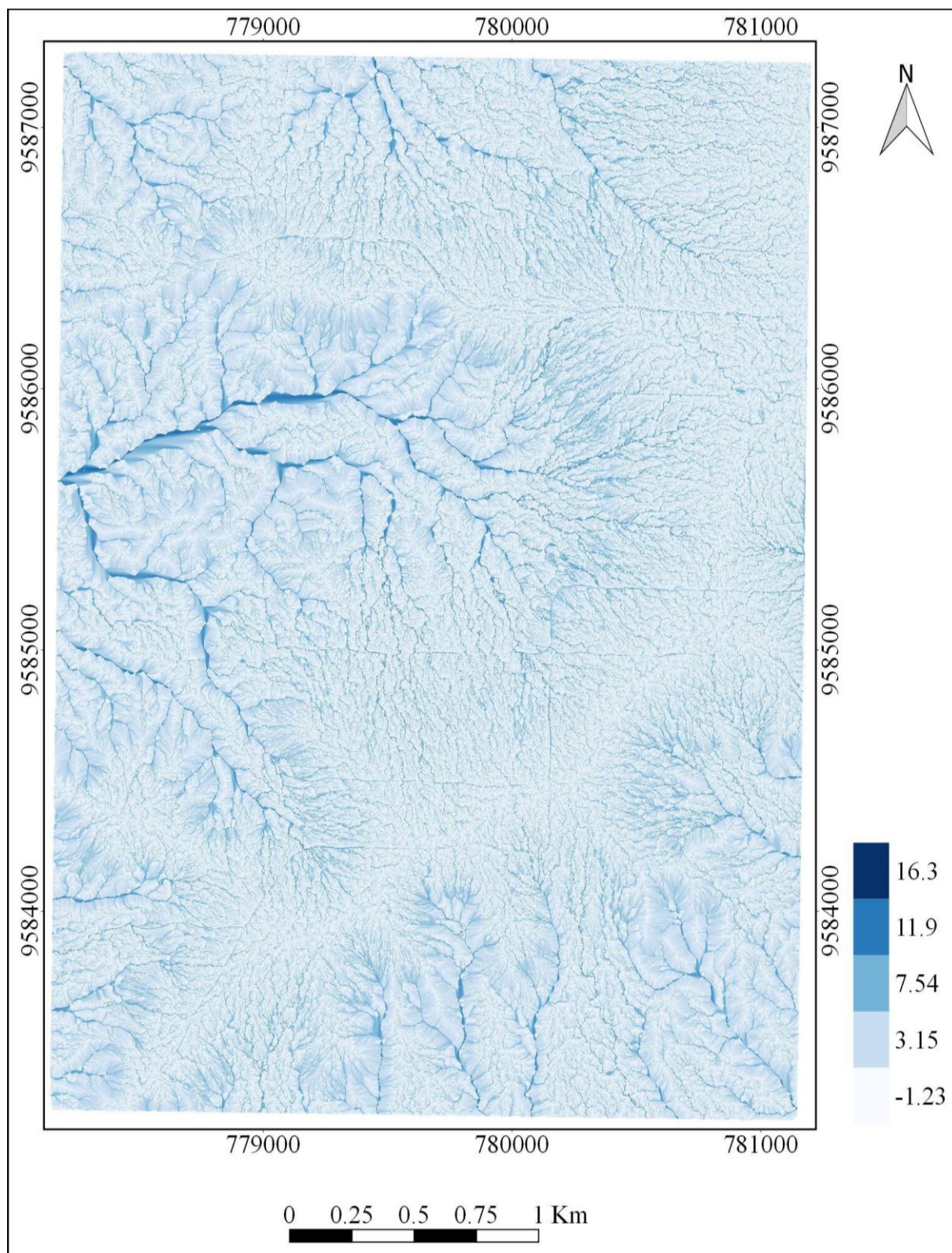


Figura 9. Índice topográfico de umidade esquematizando (em azul escuro) regiões com maior potencial de saturação por umidade no solo.

A localização da rede hídrica de uma área sob manejo é o primeiro passo para delimitar áreas de preservação permanente (FIG. 10). Na área de estudo, foram extraídos aproximadamente 20 km de rios, consistentes com o MDT. A alteração do parâmetro de tamanho mínimo (limiar) do algoritmo pode influenciar o nível de detalhamento da rede hídrica. Em locais com a presença de redes de estradas, o algoritmo de extração interpreta como possíveis redes de drenagem, o que exige ajustes manuais. A maior ordem encontrada na área foi 3 e a densidade de drenagem foi de 1,7 km/km² aproximadamente. A área com restrição devido à proximidade com os rios e nascentes somaram, aproximadamente, 137,7 ha (FIG. 11). As áreas de APP de cursos d'água e nascentes são consideradas áreas de restrições ambientais.

O mapa de sub-bacias apresentou os divisores de água consistentes com o MDT. Em algumas áreas próximas às bordas do MDT não se estabeleceu uma sub-bacia devido à não existência da limitação completa da mesma. As UPA da fazenda Cauaxi têm, em média, pouco mais de 100 ha. O parâmetro utilizado para gerar o mapa de sub-bacias foi escolhido com o intuito de manter uma área das sub-bacias próximas aos valores das apresentadas para as UPA. Mesmo não conseguindo valores homogêneos em relação às áreas das sub-bacias, obteve-se valores de área que variaram de 24 a 106 ha (FIG. 12).

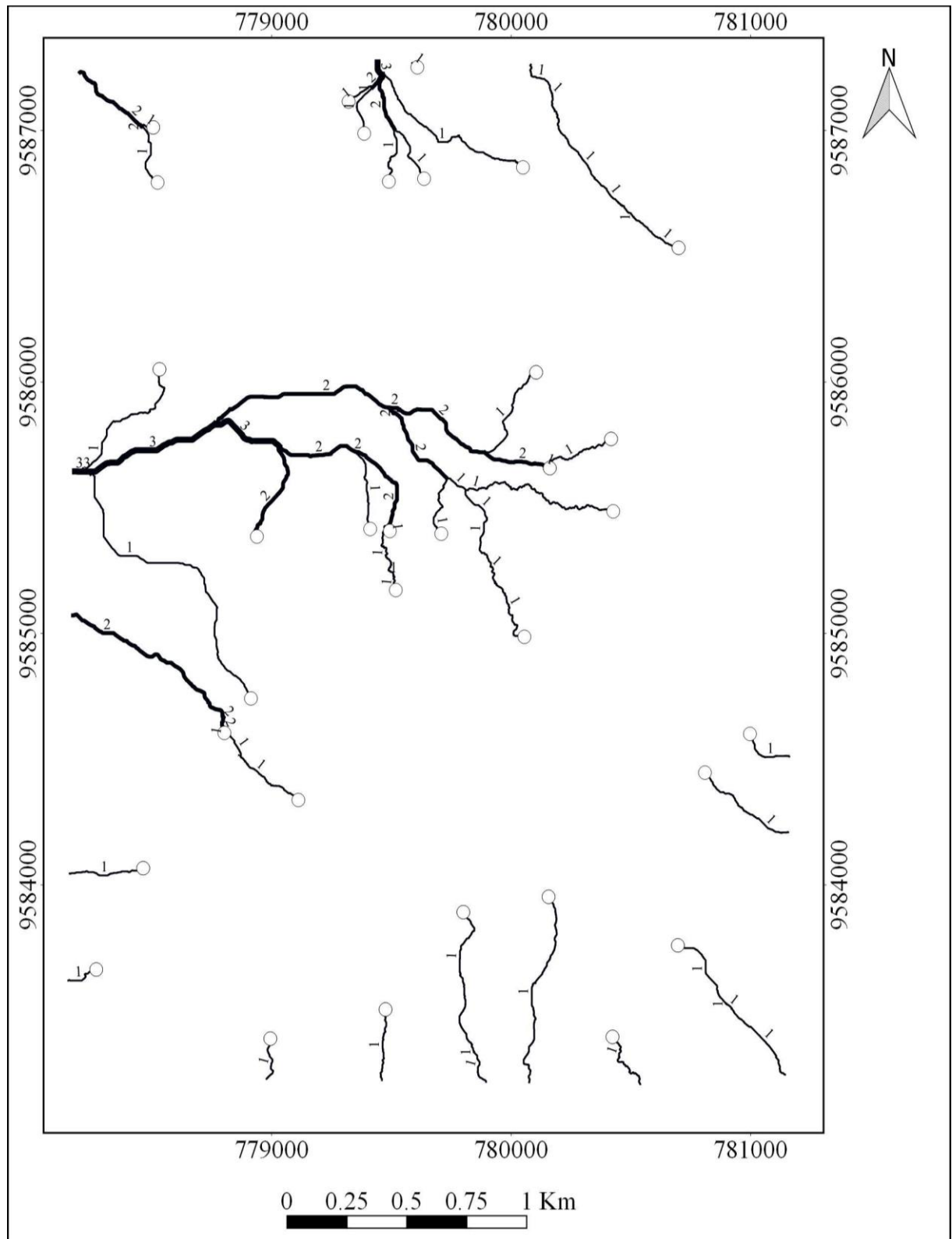


Figura 10. Rede de drenagem e nascentes extraídas automaticamente. As linhas em preto e os pontos brancos representam os rios e as nascentes, respectivamente. O número associado à cada curso d'água representa o ordenamento de Strahler (1964).

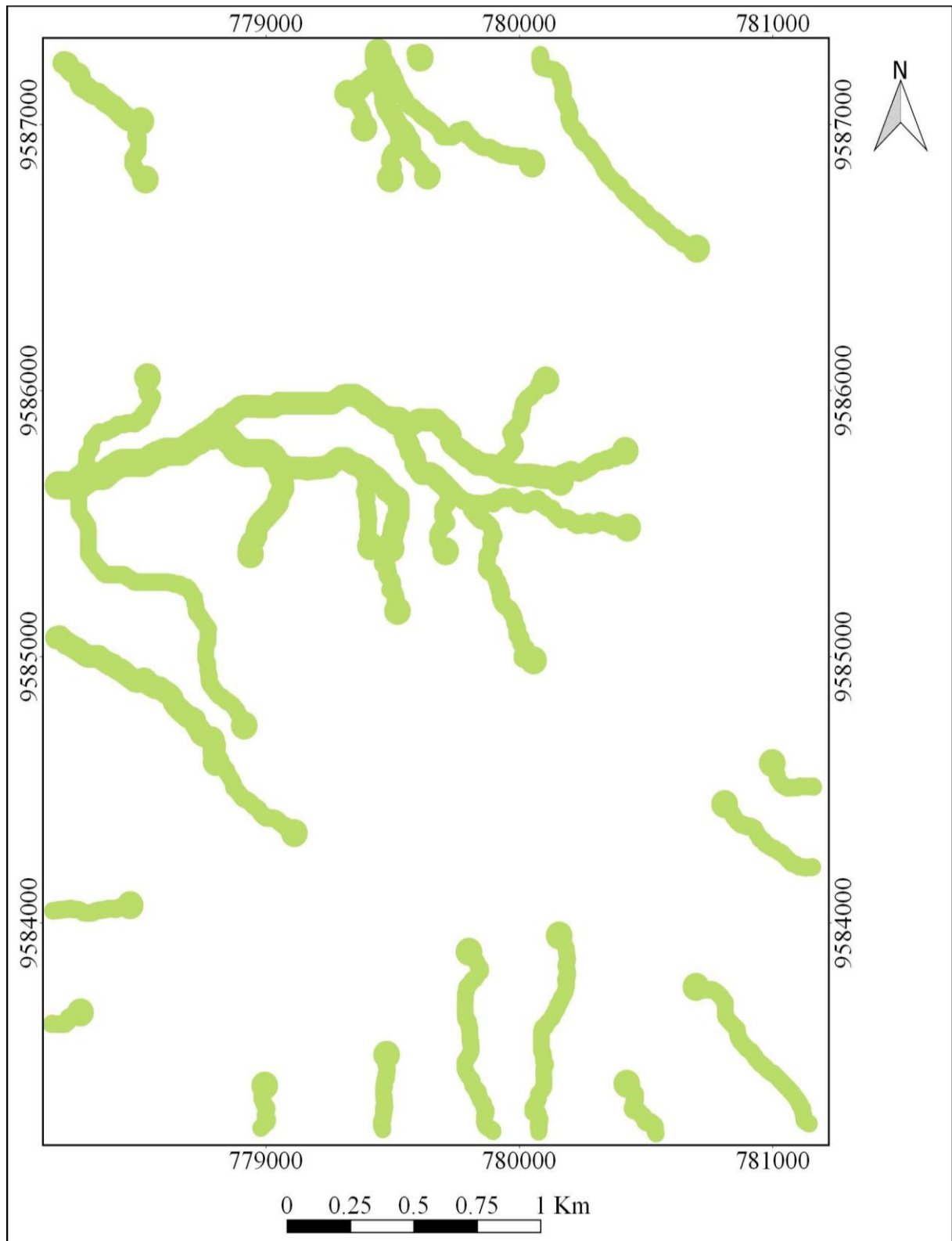


Figura 11. Áreas de preservação permanente (APP) obtidas da rede hídrica e das nascentes.

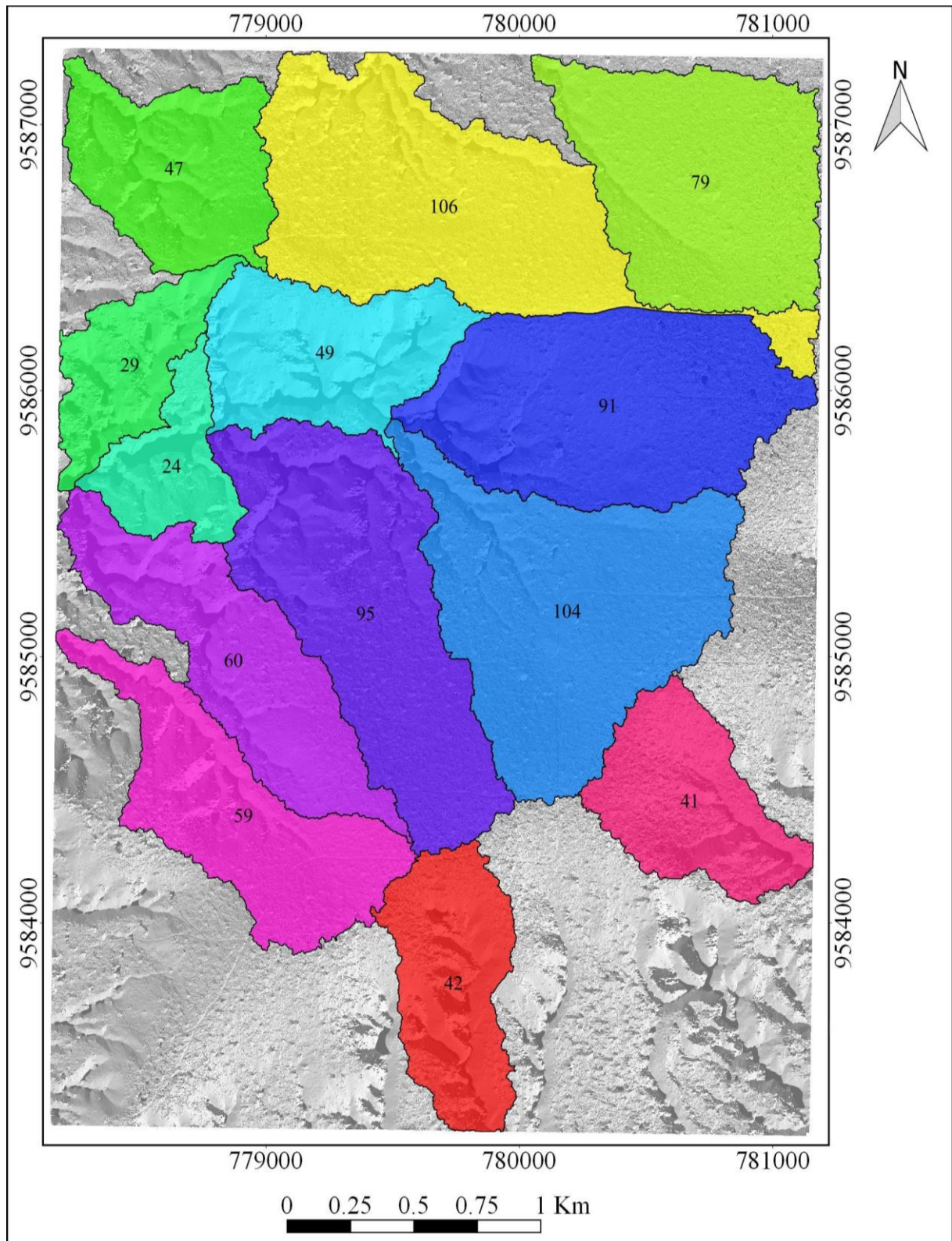


Figura 12. Mapa de sub-bacias sobreposto ao mapa de aspecto. Cada polígono com coloração diferente representa uma sub-bacia. Os valores apresentados no interior de cada polígono são referentes à área em ha.

A distância vertical (FIG. 13) em relação à rede hídrica variou de 0 a 65 metros e, a distância horizontal (FIG. 14) apresentou uma variação de 8 a mais de 1200 metros. Verificou-se que as distâncias geradas, tanto horizontal quanto vertical, não são consequência apenas da localização dos rios. De acordo com o método *downstream*, a área de captação da qual cada célula faz parte é responsável pelo resultado obtido, apresentando uma relação bem forte com a direção para qual o fluxo tende a se formar.

O mapa apresentado na Figura 15 mostra áreas propensas ao alagamento. Áreas próximas à calha do rio, obviamente, são as que apresentam maior risco. Entretanto, de acordo com o mapa, observa-se que algumas regiões próximas às estradas e em locais mais planos na parte alta do MDT correm risco de alagarem. Como o mapa tem forte relação com o ITU, locais onde o solo tende a saturar mais rapidamente são marcados como áreas alagáveis. Os mapas de cheia gerados para diferentes cenários de flutuação vertical do rio, permitiu simular o alcance das cheias no MDT (FIG. 16). O método utilizado preencheu o MDT a partir do ponto de menor elevação. Detalhes sobre a profundidade dos rios e sobre a flutuação real, quando em situação de cheia, podem auxiliar na escolha adequada dos valores para simulação. O mapa final, expressa os valores de elevação dos rios e corresponde à 3 cenários, cujos valores variaram de 0 a 16 metros.

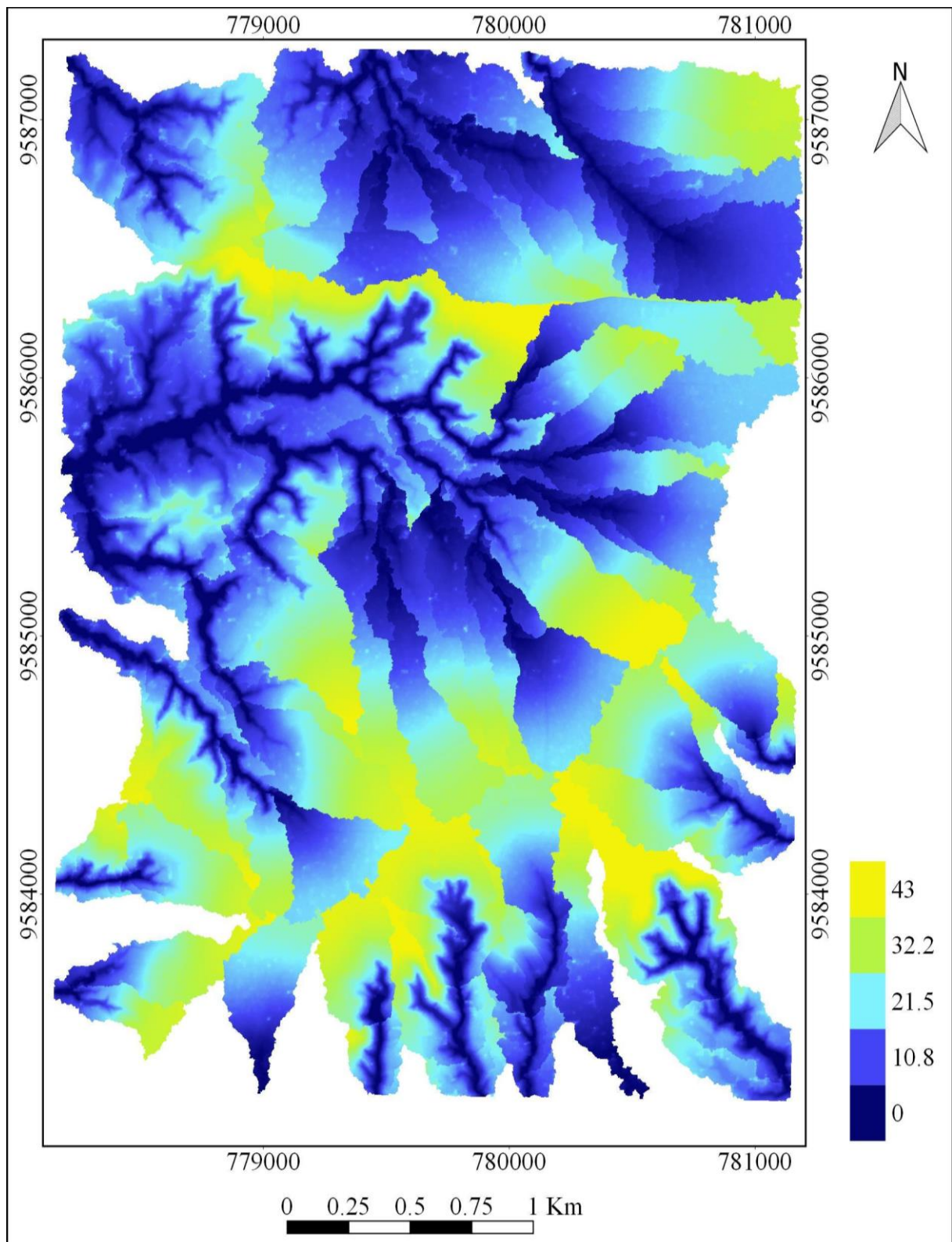


Figura 13. Distância vertical da rede de drenagem em metros.

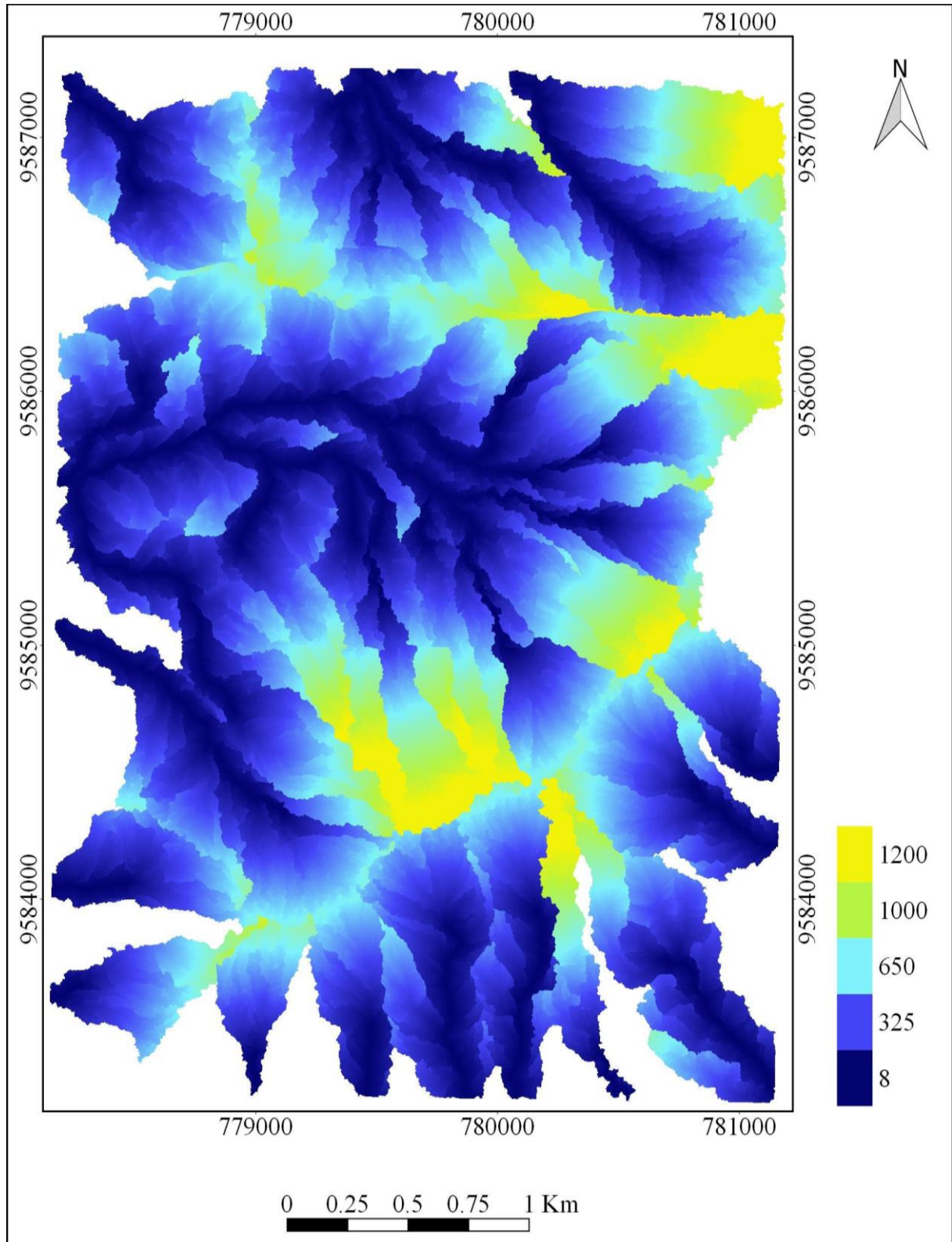


Figura 14. Distância horizontal da rede de drenagem em metros.

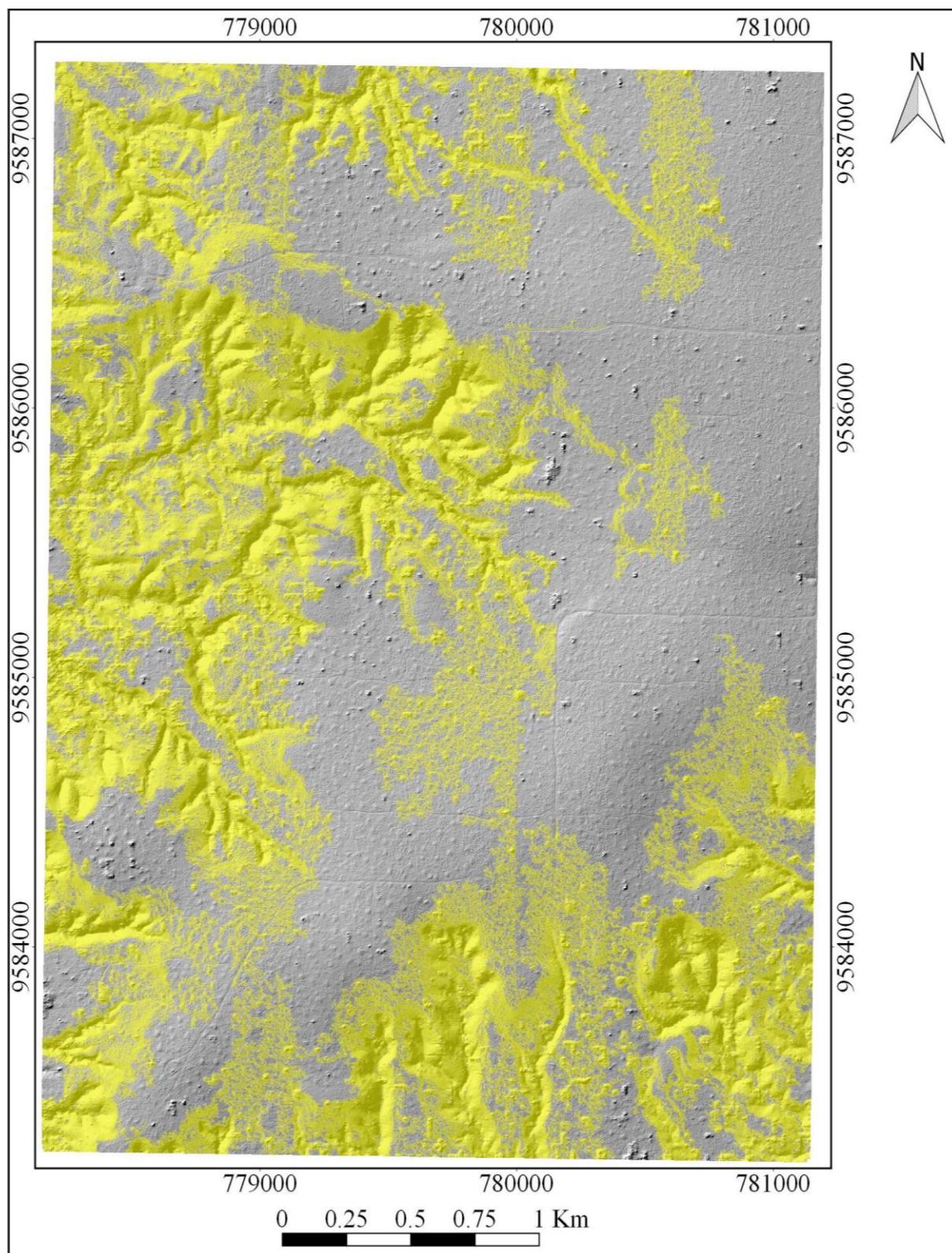


Figura 15. Mapa de risco de alagamento. Em amarelo estão representadas as áreas propensas a inundação.

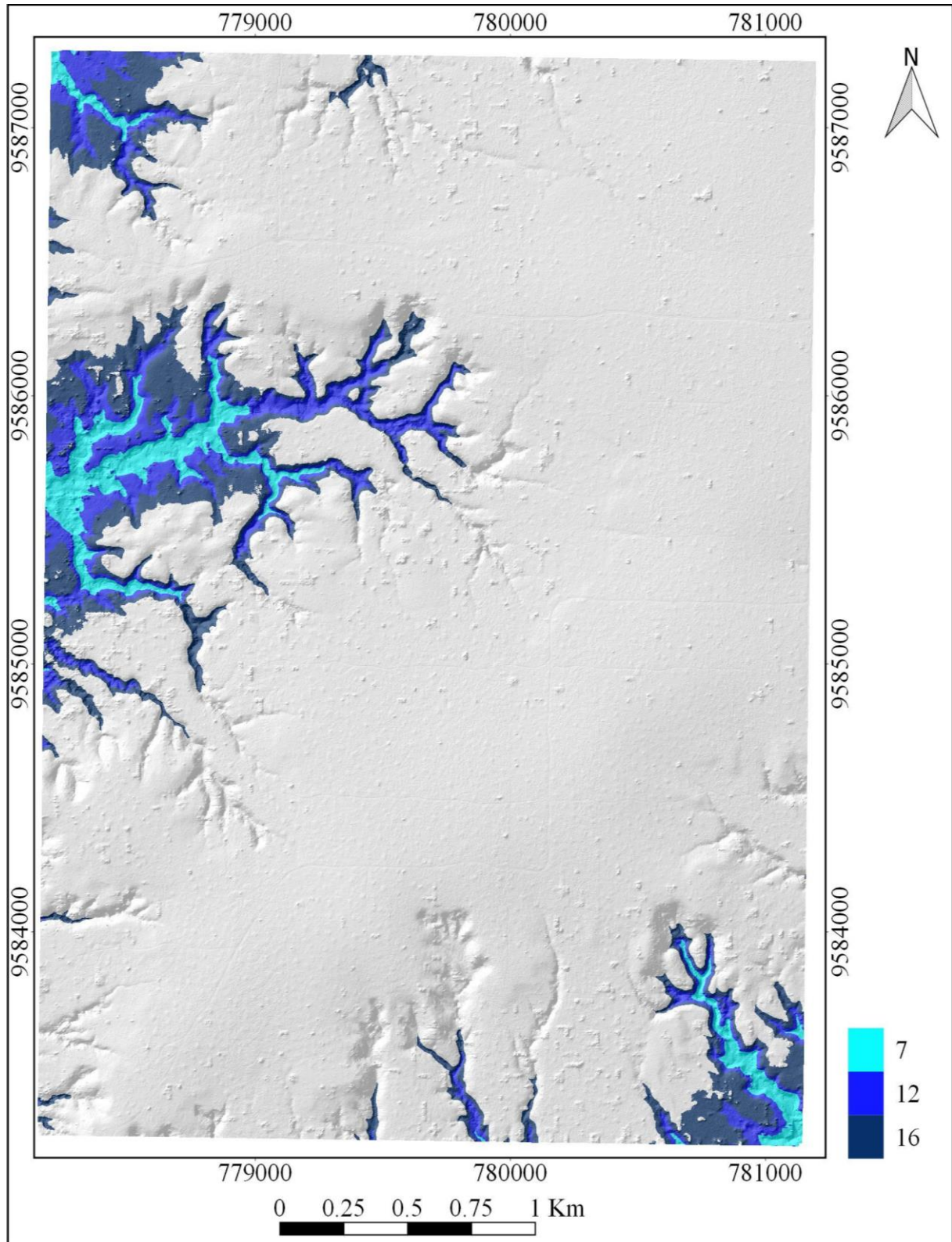


Figura 16. Mapa considerando três cenários de cheia alcançando diferentes profundidades. Em azul claro tem-se a elevação dos rios variando de 0 a 7 metros, em azul escuro a flutuação do rio alcançou 16 metros e, a profundidade no azul intermediário foi de 12 metros.

O mapa de curvas de nível equidistantes 3 metros (FIG. 17) mostra que a área é predominantemente plana a suave ondulada. As exceções são observadas próximas à rede de drenagem. A declividade na área variou entre 0° e 30° como resultado da aplicação do filtro de suavização do tipo mediana. Esse filtro auxiliou na redução dos valores discrepantes de declividade resultantes dos artefatos que o MDT apresentou (FIG. 18). Conforme a classificação proposta pela Embrapa (1979), a maior parte da área sobrevoada apresenta relevo suave ondulado ($8,19 \text{ km}^2$ - variando de $1,72^\circ$ a $4,57^\circ$ de inclinação), seguido de ondulado ($2,54 \text{ km}^2$ - $4,57^\circ$ a $11,31^\circ$), forte ondulado ($1,19 \text{ km}^2$ - $11,31^\circ$ a $24,23^\circ$) e plano ($0,44 \text{ km}^2$ - valores menores que $1,72^\circ$). As classes montanhoso e escarpado não foram identificadas na área de estudo. Não foram observadas extensões contínuas com declividades acima de 45° na área de estudo (FIG. 19). Mesmo com a aplicação do filtro no MDT, é possível observar alguns picos com declividade superior a 45° , contudo, no contexto analisado não podem ser considerados APP.

Em relação às restrições operacionais impostas pela declividade, as únicas áreas onde o trator skidder estaria impedido de atuar são aquelas próximas aos possíveis cursos d'água, cujos valores de declividade superam os 20° (FIG. 20). O total de área com restrição ao uso do skidder é de aproximadamente $1,0 \text{ km}^2$. Em relação ao tráfego de caminhão carregado com madeira, a área de restrição se aproxima de $1,9 \text{ km}^2$. A área apresenta poucas restrições quanto ao uso de máquinas para o arraste e transporte de madeira.

O mapa de orientação de vertentes (FIG. 21), ou aspecto, para a área de estudo serve como uma ferramenta para construção de estradas. Em relação à produtividade, a área de estudo não apresenta dependência da orientação da face de exposição solar por estar numa região próxima à linha do equador. A face de exposição sudeste apresentou o maior valor de área com $1,74 \text{ km}^2$. A face nordeste, por sua vez, apresentou o menor valor ($1,24 \text{ km}^2$). A área encontrada para as faces sul e norte foram de $1,69 \text{ km}^2$ e $1,56 \text{ km}^2$, respectivamente.

O modelo digital do terreno com a técnica de sobreamento possibilitou a identificação e localização das feições correspondentes às estradas e trilhas de arraste (FIG. 22).

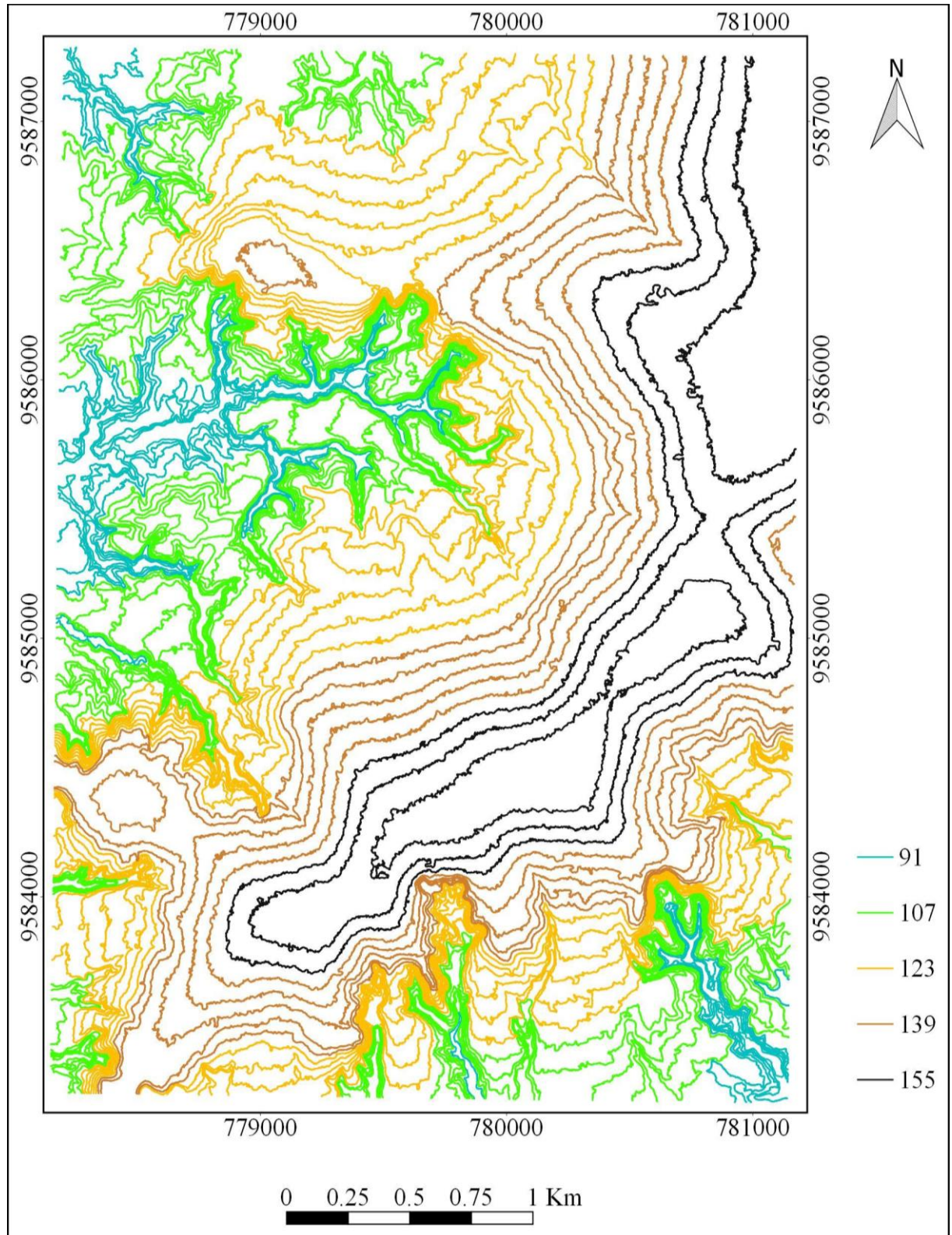


Figura 17. Curva de nível com elevação de 3 metros. As cores do mapa representam um determinado intervalo de elevação em metros.

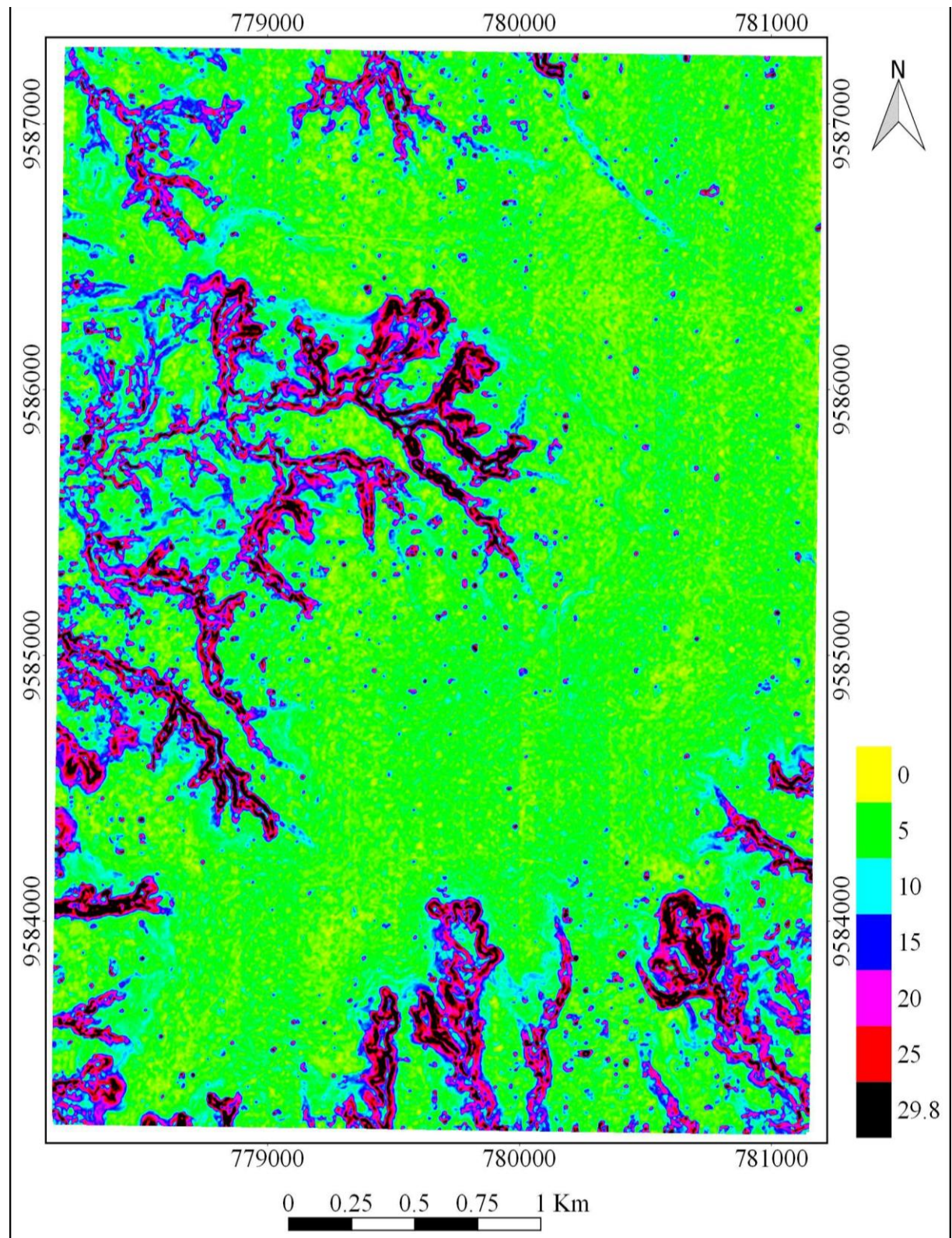


Figura 18. Valores de declividade em graus (°) obtidas do modelo digital de terreno após a aplicação do filtro de suavização do tipo mediana.

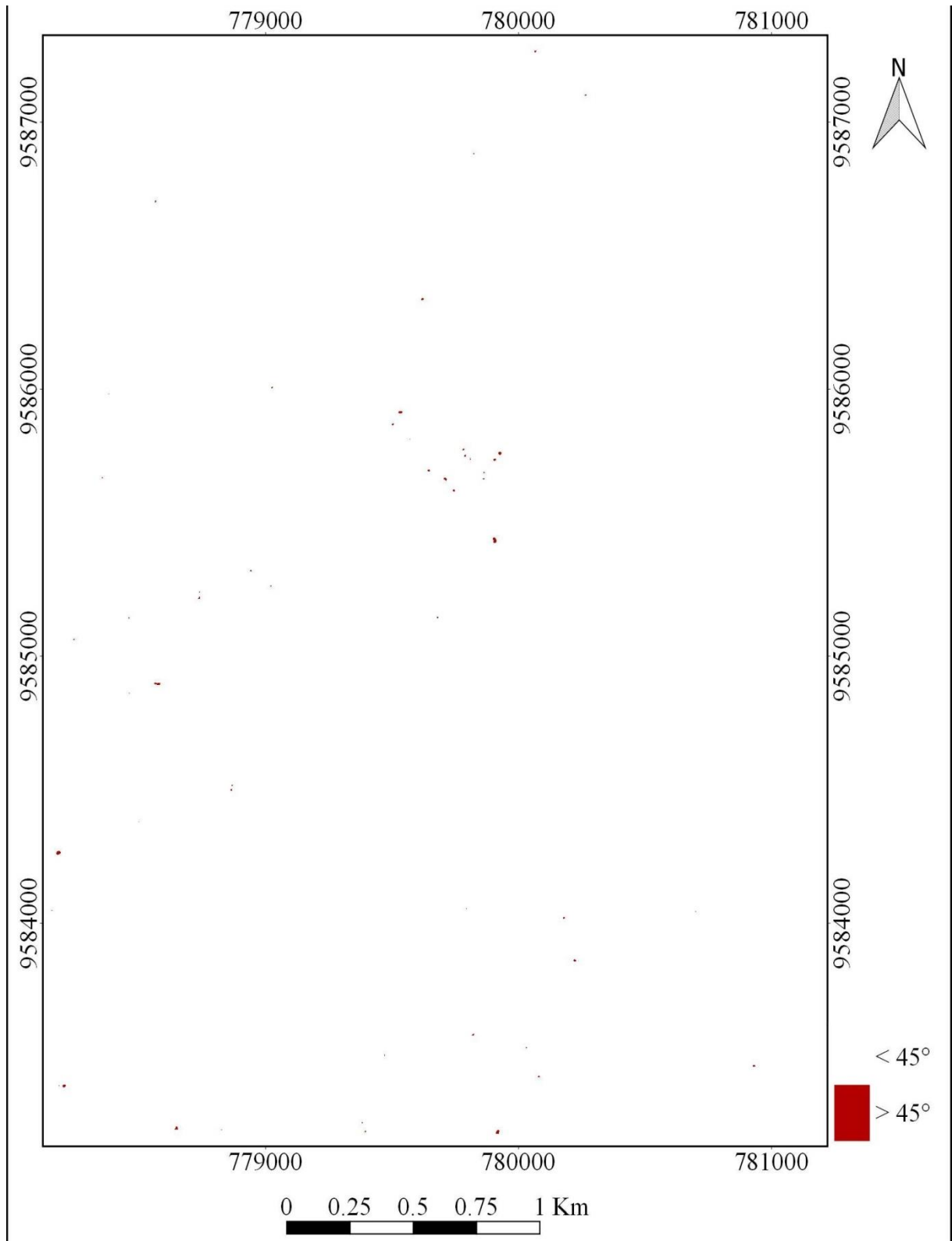


Figura 19. Áreas que apresentaram declividade acima de 45° (em vermelho).

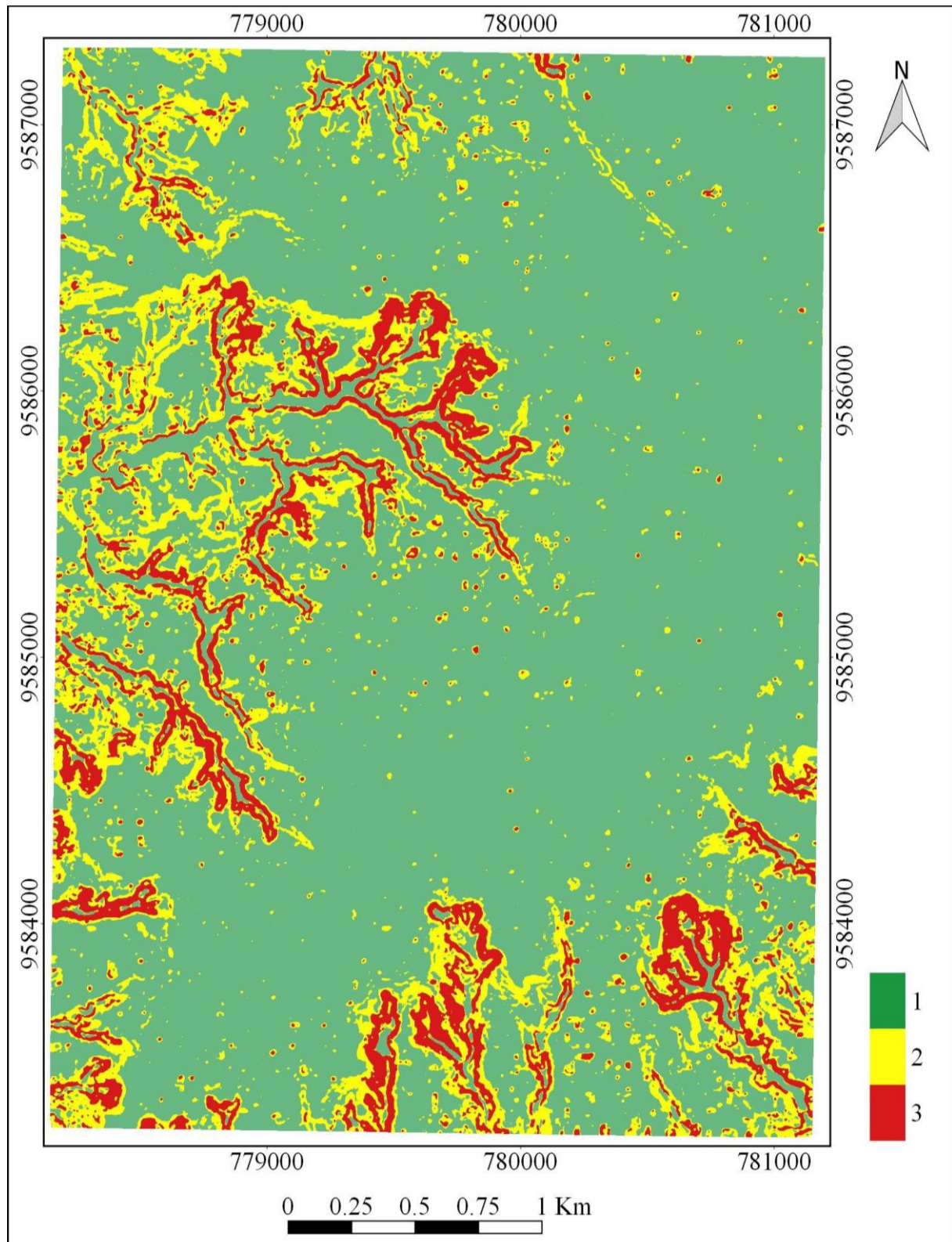


Figura 20. Áreas com restrições para uso do skidder e de caminhão. A classe 1 corresponde às áreas aptas tanto para uso de caminhão carregado quanto para o uso de trator skidder (declividade $< 9^\circ$). A classe 2 é restrita ao uso de caminhão carregado apenas (declividade $> 9^\circ$ e $< 20^\circ$). A classe 3 é restrita a ambas as máquinas (declividade $> 20^\circ$).

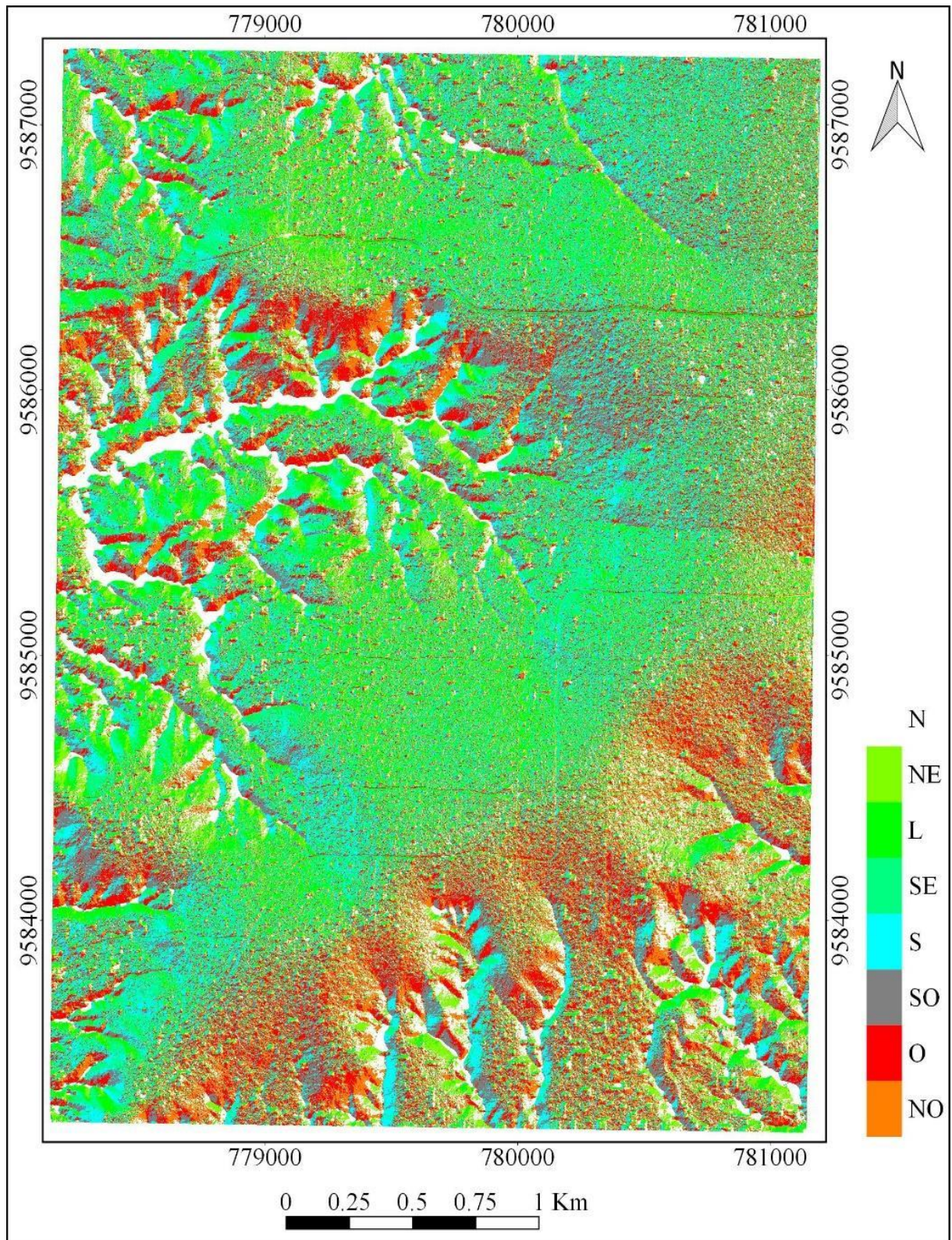


Figura 21. Mapa de orientação das vertentes com a localização das faces voltadas para o Norte (N), Nordeste (NE), Leste (L), Sudeste (SE), Sul (S), Sudoeste (SO), Oeste (O) e Noroeste (NO).

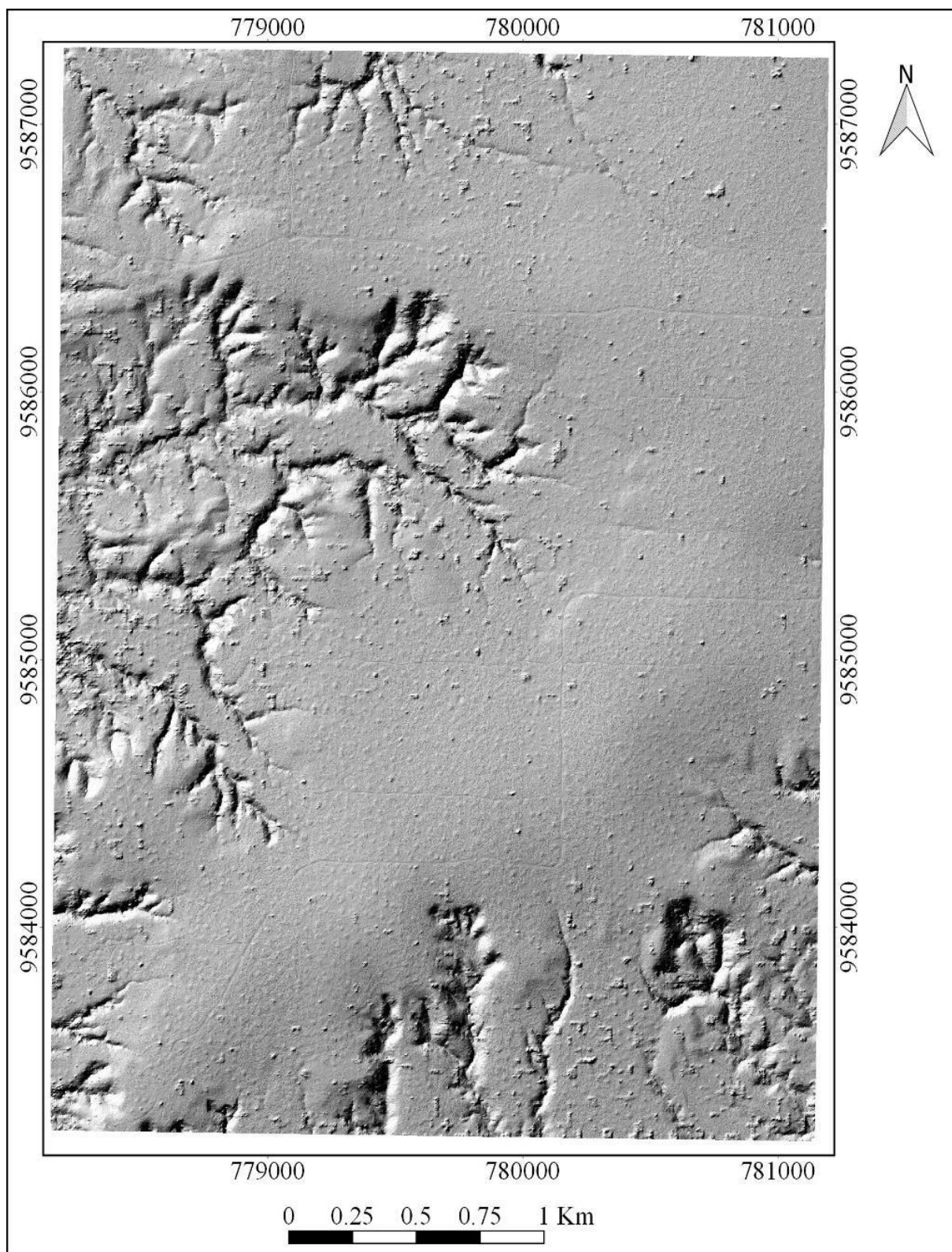


Figura 22. Aplicação da técnica de sombreamento na área de estudo onde é possível visualizar detalhes do relevo e as feições de estradas e ramais.

Os locais que apresentaram menor densidade de vegetação foram representados pelas manchas escuras no mapa de densidade relativa (FIG. 23). Essa métrica, permite observar o impacto causado pelas técnicas de colheita (alocação de estradas e trilhas de arraste, construção de pátios e áreas onde houve derrubada de árvores). As estradas principais localizadas na área de estudo possuem aproximadamente 8,12 km de extensão (FIG. 24). Os ramais e trilhas de arraste, identificados através do MDR e no MDT sombreado, somaram 20,43 quilômetros, aproximadamente. A densidade de estradas na área foi de 23,42 m.ha⁻¹ e o número de pátios por hectare foi de 0,04.

A área total definida como zona impactada foi de 30,77 hectares (FIG. 25), incluindo as estradas, ramais, trilhas e os pátios de estocagem. A área impactada pela abertura de infraestrutura correspondeu à 2,54% da área estudada. Considerando apenas os ramais e trilhas, o impacto correspondeu à 1,32% da área, enquanto que os pátios ocuparam uma área de 0,52%.

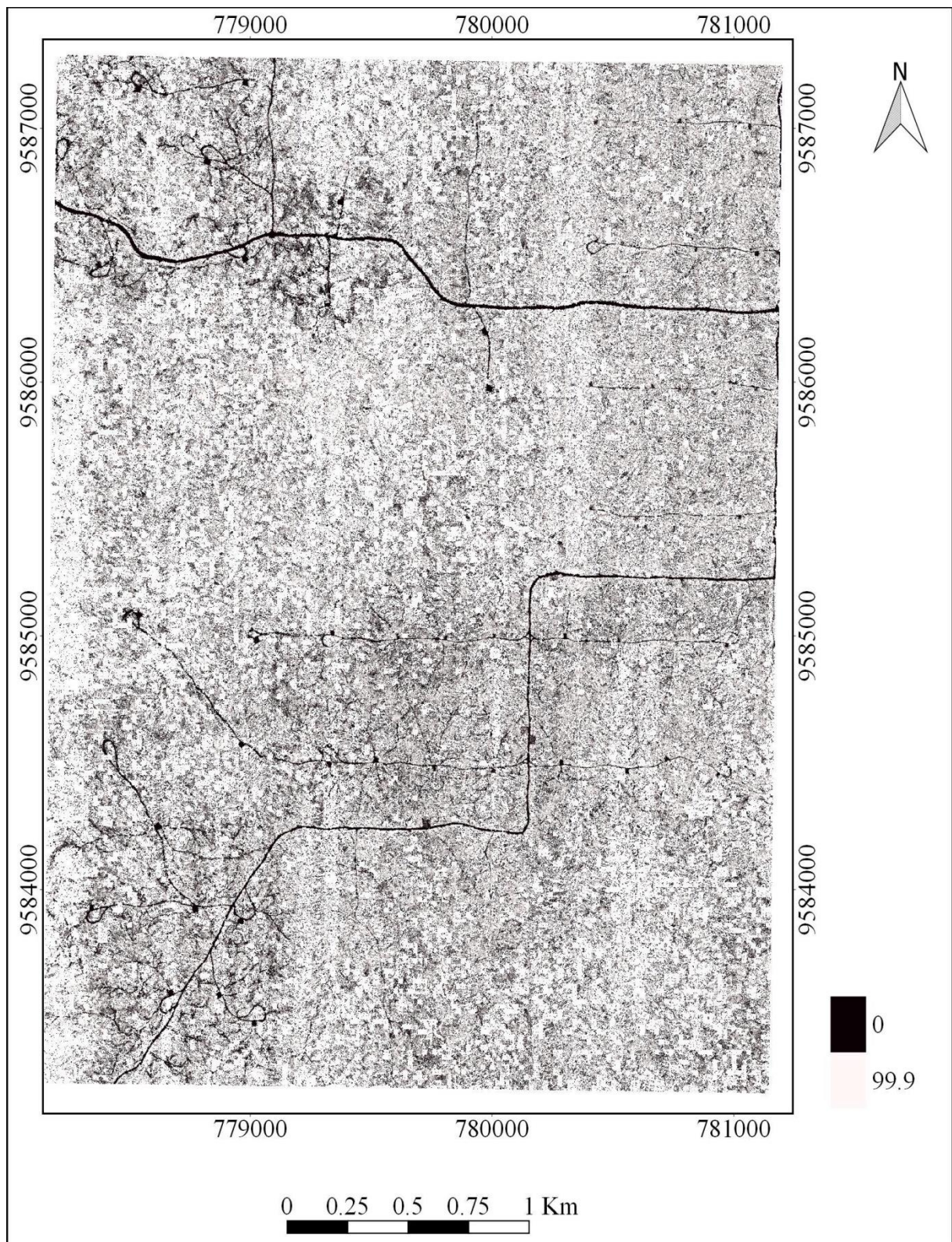


Figura 23. Modelo de densidade relativa onde locais que apresentam valores próximos ou iguais à zero são áreas que sofreram algum tipo de impacto como abertura de estradas, trilhas de arraste e pátios de estocagem de madeira.

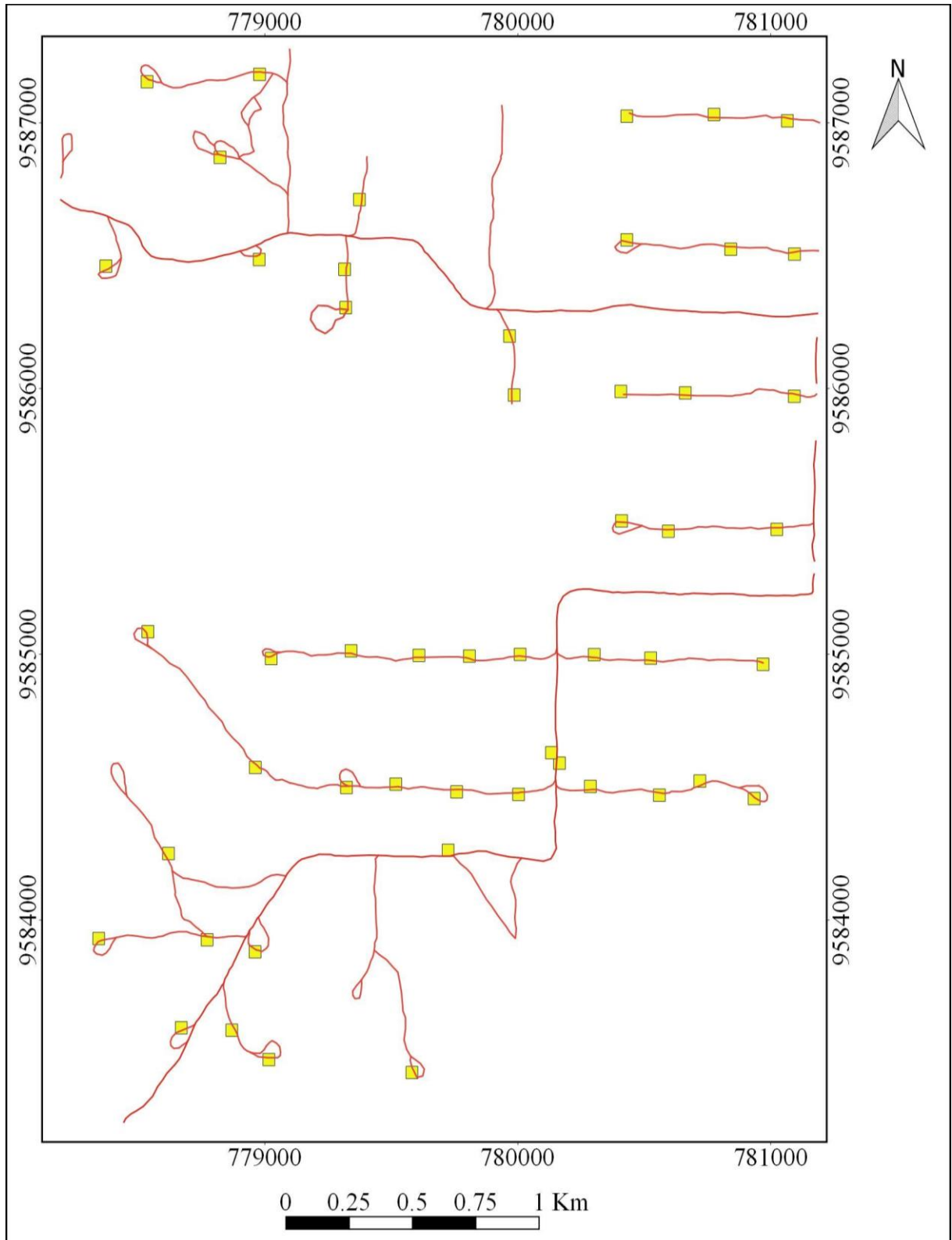


Figura 24. Mapa de estradas (principais e trilhas) representadas pelas linhas em vermelho. Os quadrados em amarelo são as localizações dos pátios de estocagem de madeira identificados pelo MDR.

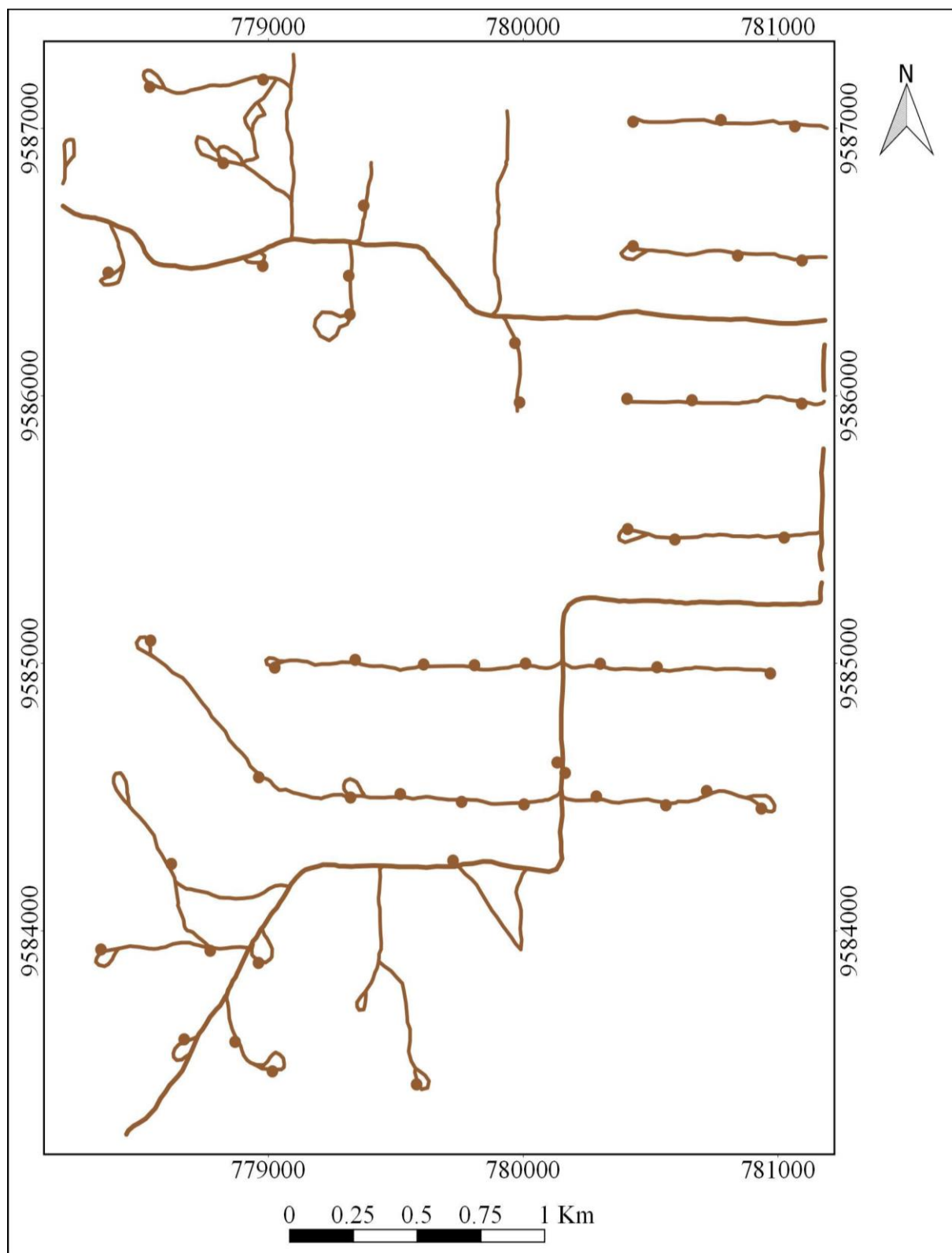


Figura 25. Zona envolvendo a área de impacto causada pelas operações de abertura de estradas e pátios de estocagem.

A elevação mapeada pelo MDS (FIG. 26) variou de 80 a 207 metros. Ao se normalizar a nuvem de pontos e criar a superfície baseada nos valores máximos de cada célula obteve-se um MDAD (FIG. 27), cujas alturas variaram de 0 a 69 metros.

O mapa de máximo dossel (FIG. 28) mostra a distribuição das copas maiores ou iguais a 40 metros de altura. Observou-se que as árvores de grande dimensão estão bem distribuídas em toda a área, mesmo nos locais onde já ocorreu a exploração de madeira. Os valores de biomassa acima do solo (BAS) variaram de 17,98 kg a 54,46 kg, considerando os pixels de 50 m², com média geral de 35,50 kg. No mapa de biomassa (FIG. 29) pôde-se observar que os menores valores de biomassa estão concentrados, em sua maioria, na região onde já ocorreu a exploração de madeira e próximo às estradas. A UPA explorada em 2006 possui um valor médio de BAS de 31,29 kg. A que foi explorada em 2007 apresentou um valor médio de 33,53 kg. A UPA explorada em 2008 com uma média de 33,24 kg e a explorada em 2010 com média de BAS de 32,21 kg. As áreas que não haviam sido exploradas (UPA 2013 com média de 37,97 kg) e aquelas delimitadas como APP (média de 38,78 kg) apresentam os maiores valores de biomassa. A UPA cuja exploração estava prevista para o mesmo ano do sobrevoo (2012) apresentou um valor médio de 37,28 kg.

Considerando uma janela de 10000 metros um total de 22.801 árvores emergentes foram localizadas. Esse valor corresponde à, aproximadamente, 19 árvores por hectare. Destas foram filtradas as 7.284 maiores árvores, para composição do mapa (FIG. 30) indicando portanto uma quantidade aproximada de 6 árvores por hectare.

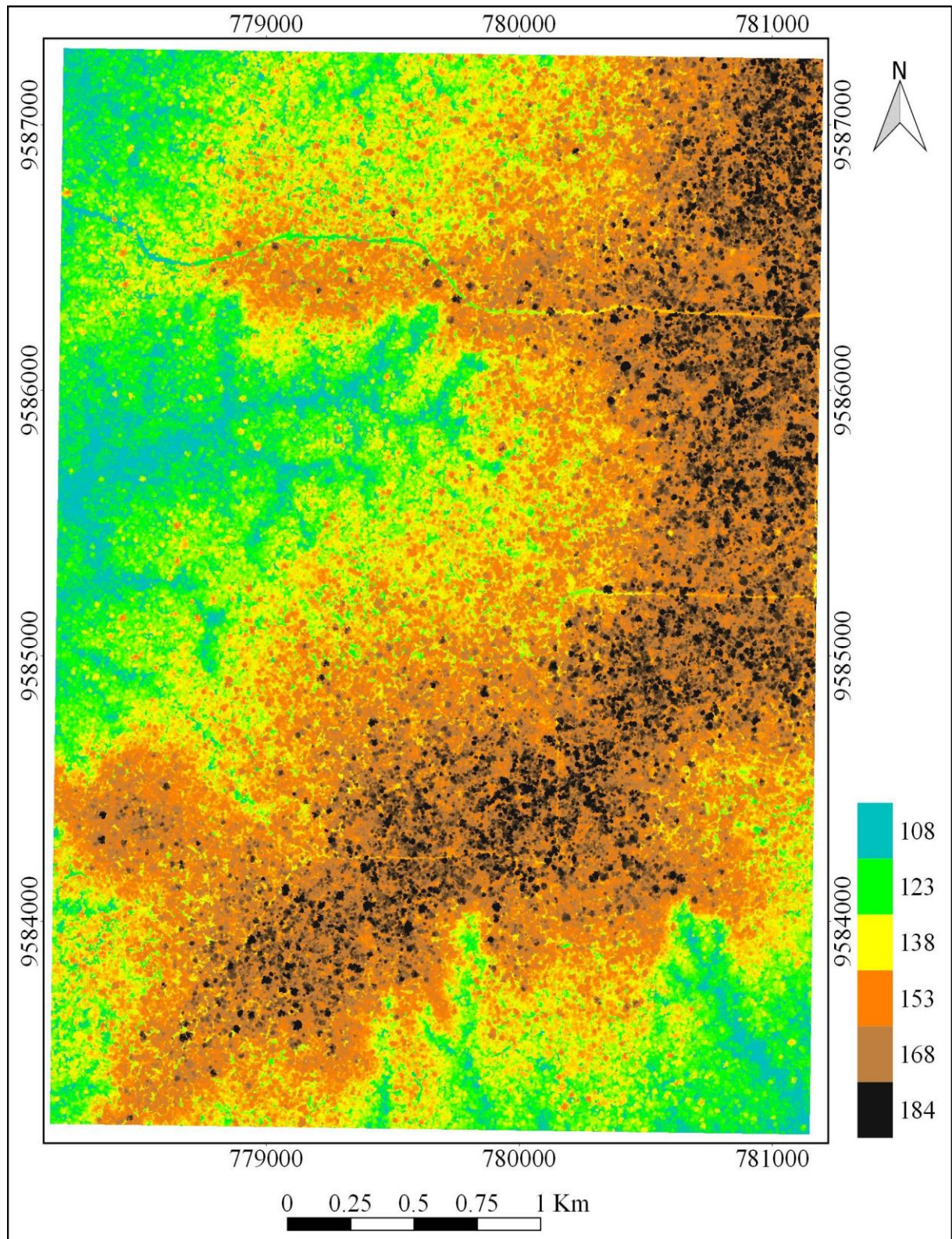


Figura 26. Modelo digital de superfície representando a variação da elevação do dossel das árvores em metros.

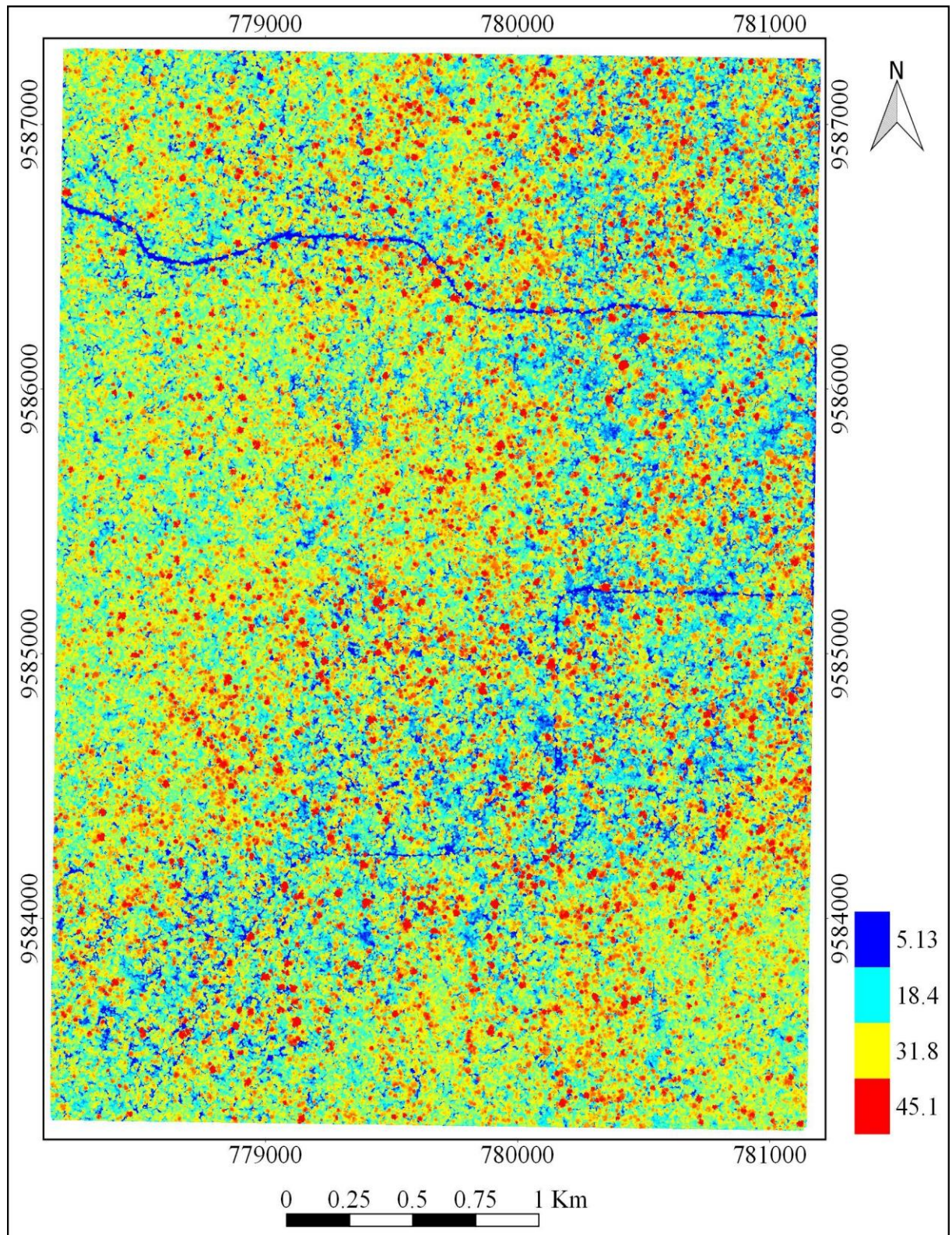


Figura 27. Modelo digital de altura obtido pela subtração dos valores de elevação dos pontos da nuvem com os valores das respectivas grades do MDT. Os valores das alturas são apresentados em metros.

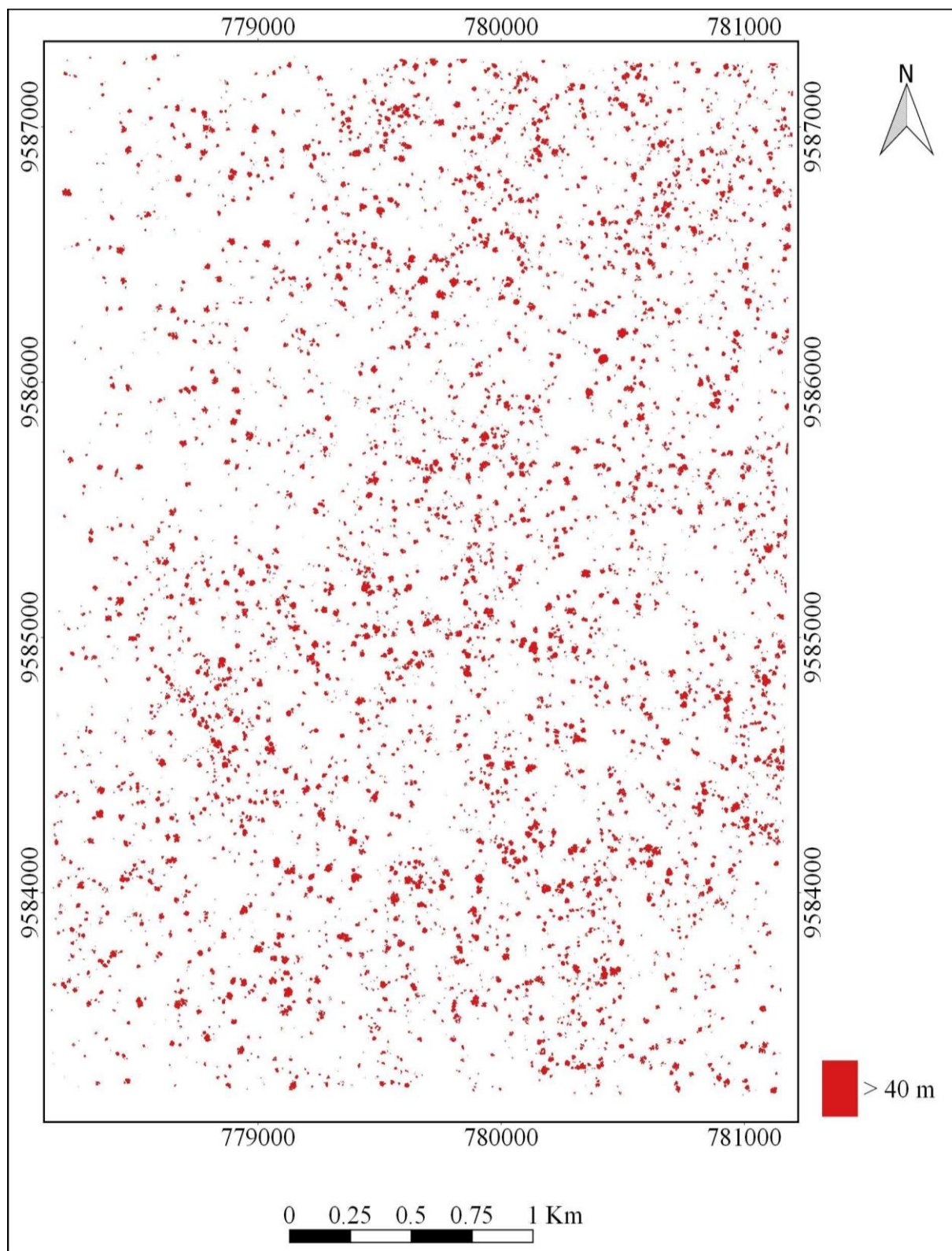


Figura 28. Mapa contendo as copas com alturas iguais ou superiores à 40 metros.

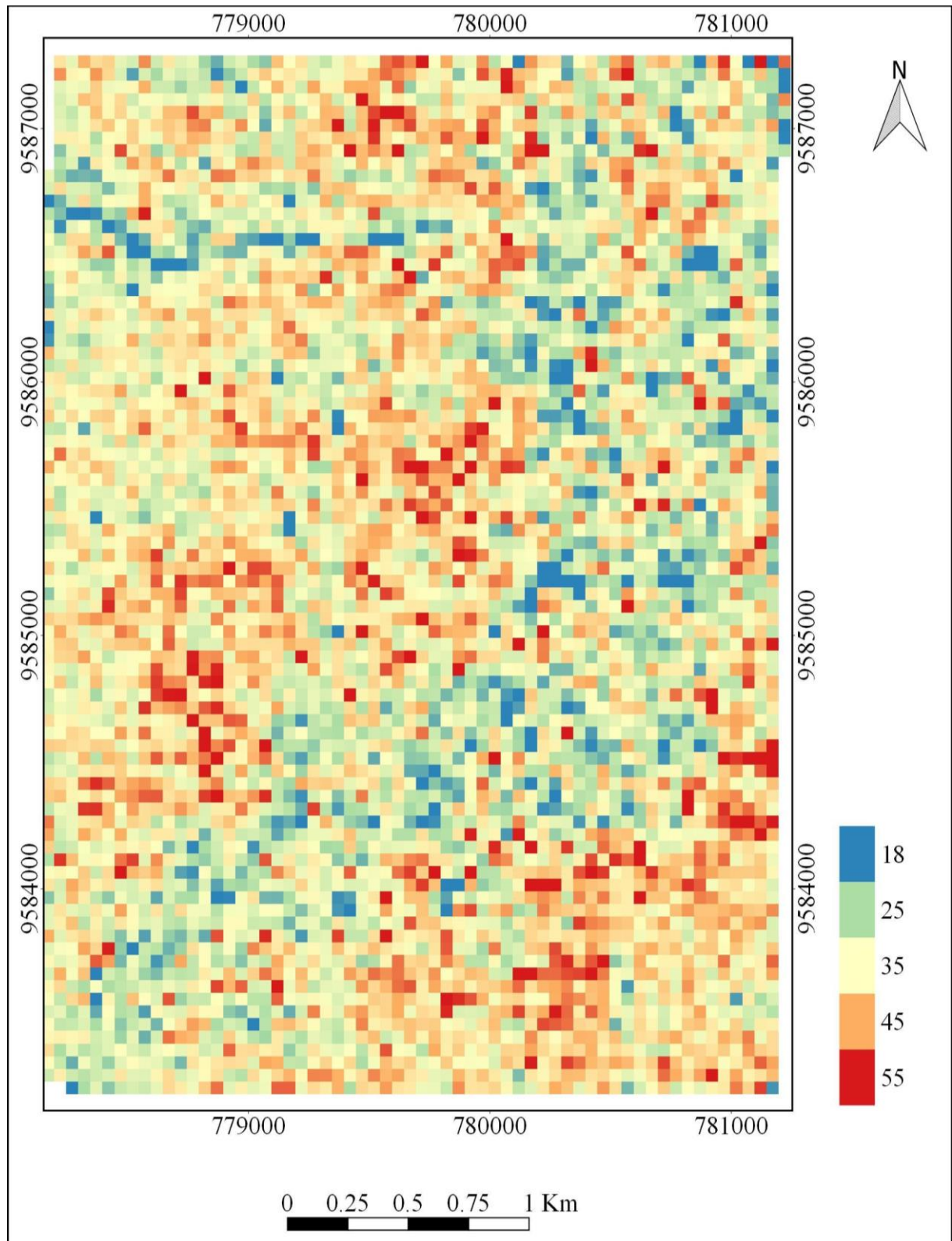


Figura 29. Mapa de biomassa obtido pela equação ajustada por Longo et al. (2016). Os valores de biomassa foram expressos em kg.

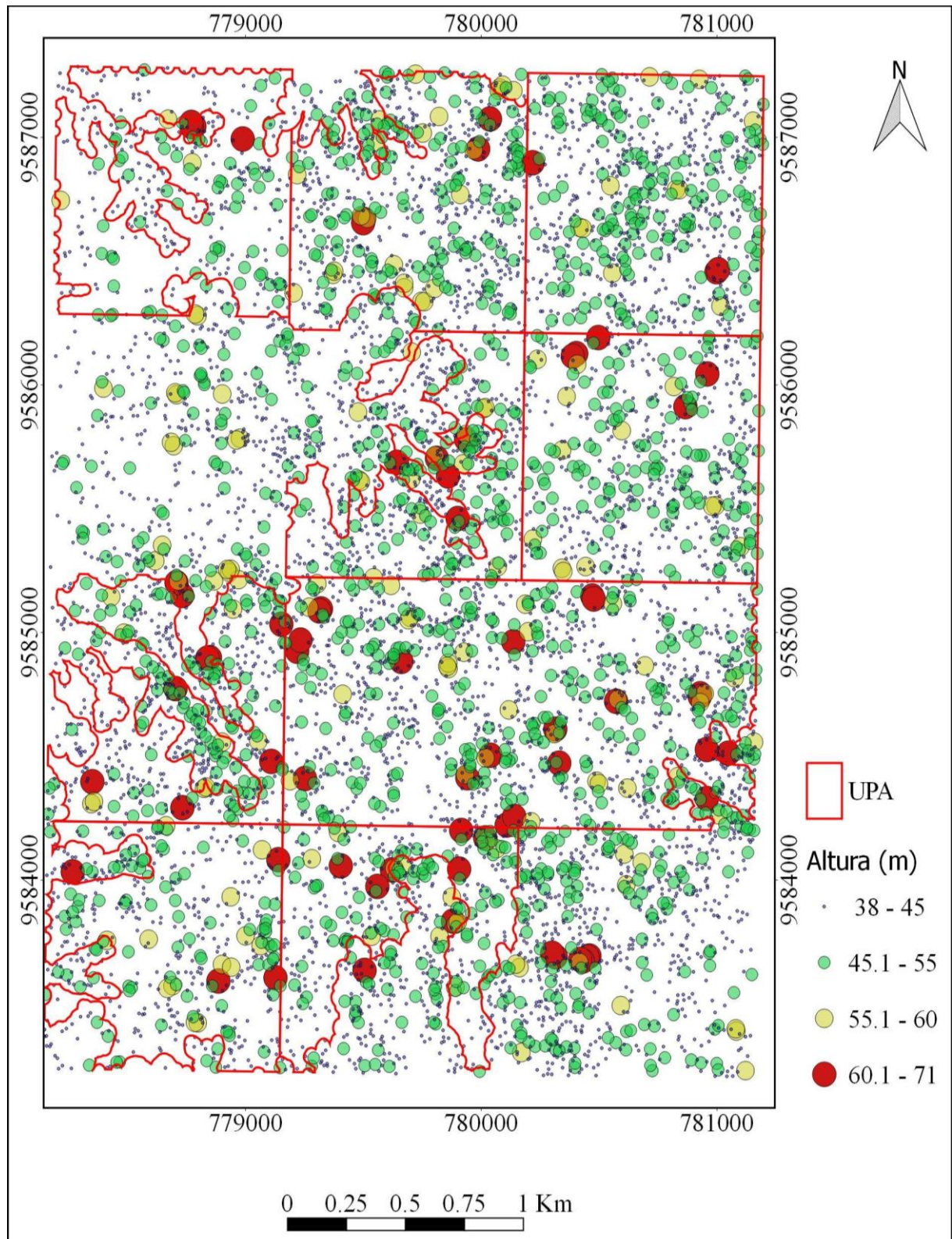


Figura 30. Localização das árvores dominantes e codominantes nas unidades de produção anual (UPA).

A Figura 31 mostra, com detalhe, a identificação das árvores dominantes e codominantes localizadas pelo algoritmo de máximo local. A identificação das árvores foi consistente com o MDAD e foram atribuídos pontos de máximo local às árvores maiores presentes no modelo.

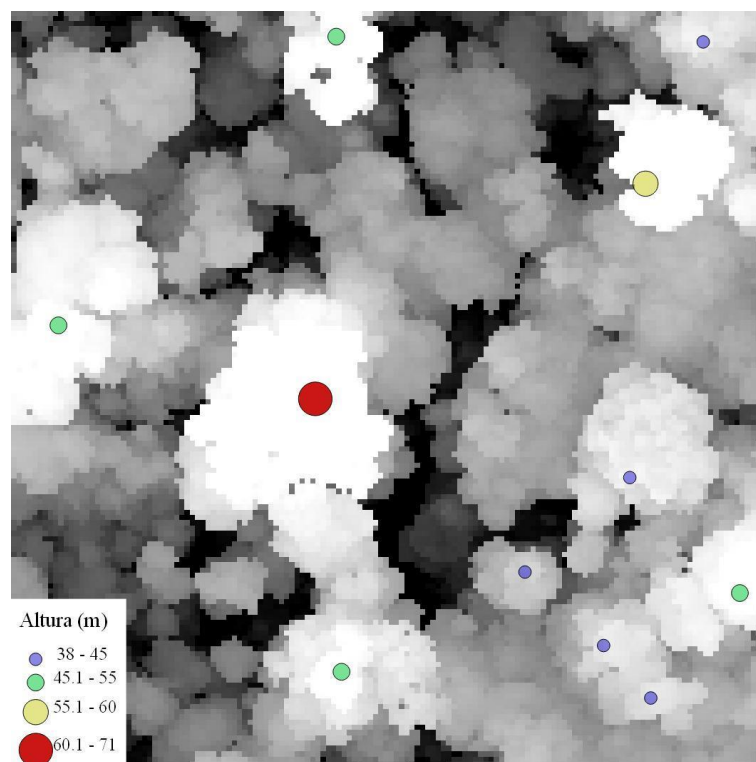


Figura 31. Detalhe da localização automática de árvores dominantes e codominantes. Os pontos, que representam as árvores identificadas, foram sobrepostos ao MDAD correspondente. Na imagem de fundo as cores claras representam as maiores alturas.

A porcentagem total da área mapeada como clareira foi de 4,56% (Fig. 32). Em áreas não exploradas do mapa, onde nenhum tipo de intervenção silvicultural ou construção de infraestrutura foi realizada, observou-se a menor porcentagem de clareiras (1,74%). As áreas exploradas em 2008 e em 2010 apresentaram as maiores quantidades de clareiras. Para as duas áreas, respectivamente, a porcentagem de clareiras encontradas foram de 7,20 e 7,48%. Na sequência ficaram as áreas exploradas em 2006, 2007 e 2012 com 6,52, 5,90 e 4,80% da área total convertida em clareiras. Por fim, com apenas a construção de infraestrutura (estradas e pátios), a área que na época do sobrevoo estava marcada para ser explorada em 2013 apresentou 2,46% da área da UPA convertida em clareiras.

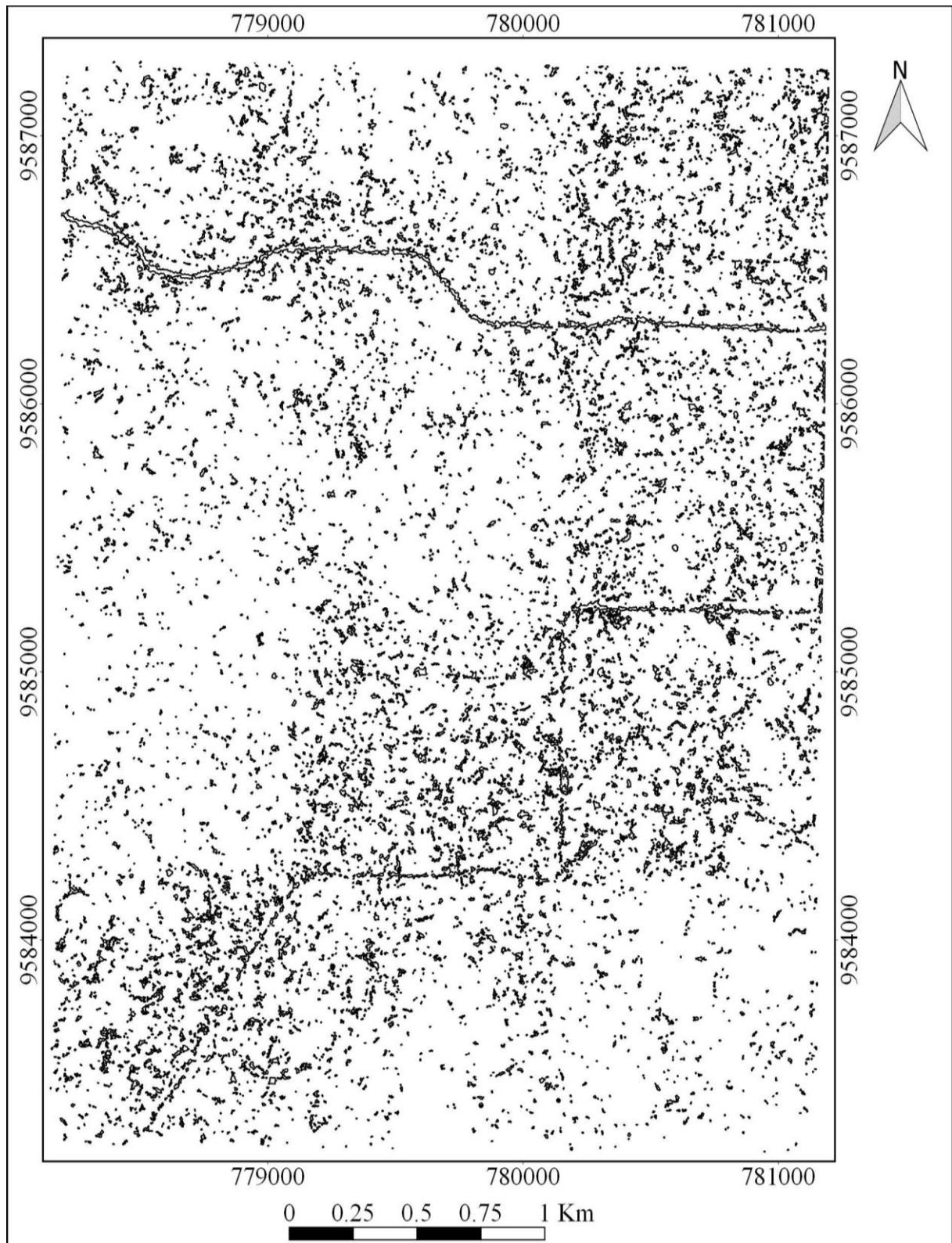


Figura 32. Clareiras mapeadas dentro do estrato igual ou inferior a 10 metros de altura e com aberturas contíguas maiores que 10 metros quadrados (Hunter et al., 2015).

A Figura 33 esquematiza a localização das clareiras de acordo com a metodologia estabelecida. Nela, é possível verificar a alocação correta das clareiras que englobam a porção mais escura do MDAD. A coloração mais escura, nesse caso, representa os menores valores de altura que podem ser observados devido à abertura do dossel.

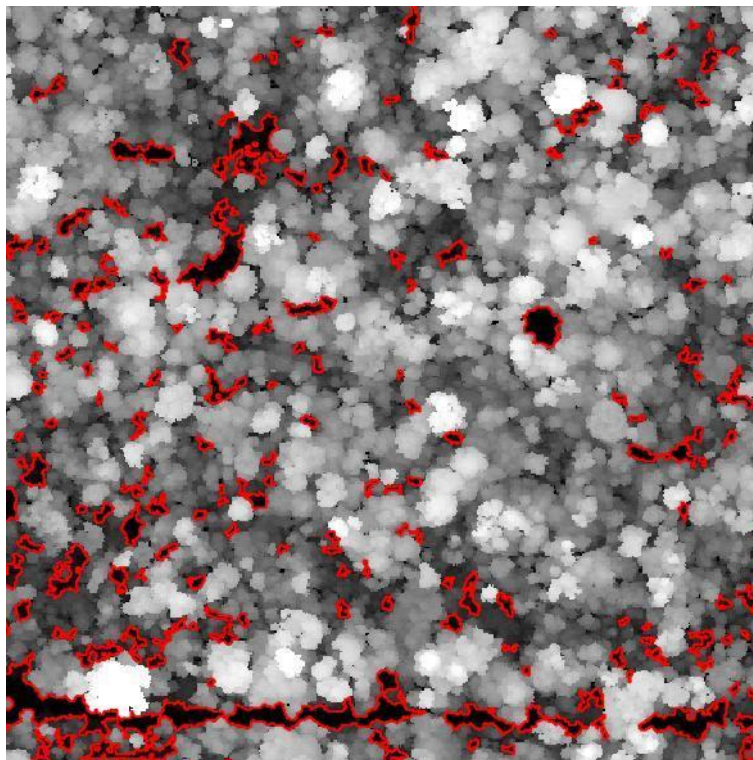


Figura 33. Detalhe da localização das clareiras no modelo digital de alturas. A coloração mais escura representa os locais com menores valores de altura.

Os parâmetros da função *Weibull* obtidos a partir do PVD para o sub-bosque ($h \leq 10$ metros), mostraram uma forte relação com o impacto causado pela abertura de estradas, trilhas e pátios. Tanto o parâmetro de forma (γ , FIG. 34) quanto o de escala (β , FIG. 35) apresentaram valores menores para as áreas impactadas pela infraestrutura viária. O parâmetro de escala se mostrou mais discriminante para o impacto e para a recuperação da vegetação. Os locais onde o γ apresentou valores menores que 1, possuem uma distribuição do tipo J-invertido e significa que houve mais interceptação de pontos pelo solo, indicando ausência de sub-bosque. Em locais onde ocorre sub-bosque os valores de γ serão maiores que 1.

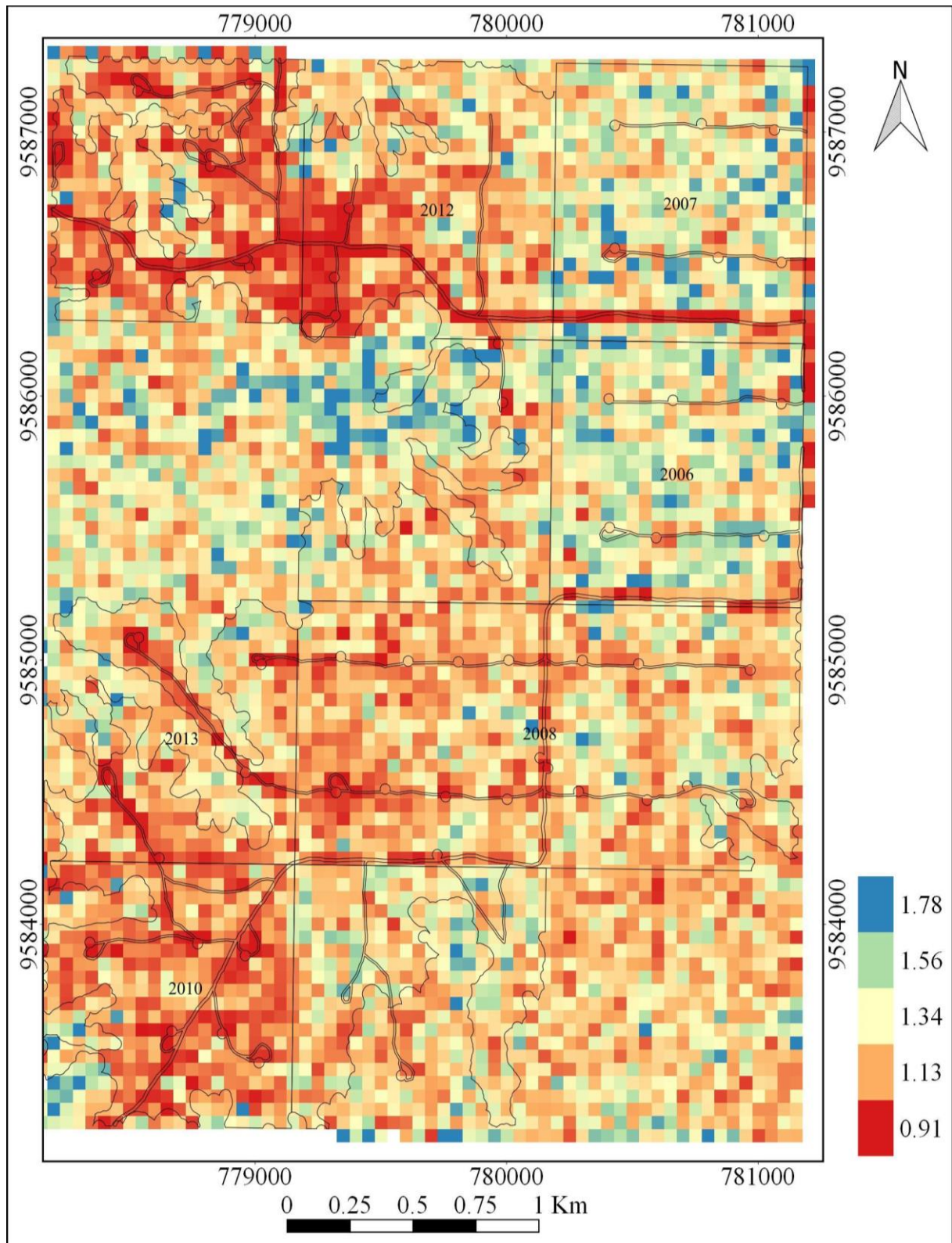


Figura 34. Mapa construído com os parâmetros da função *Weibull* de forma (γ) para sub-bosque. As estradas e os anos de exploração das unidades de produção anual estão sobrepostos ao mapa.

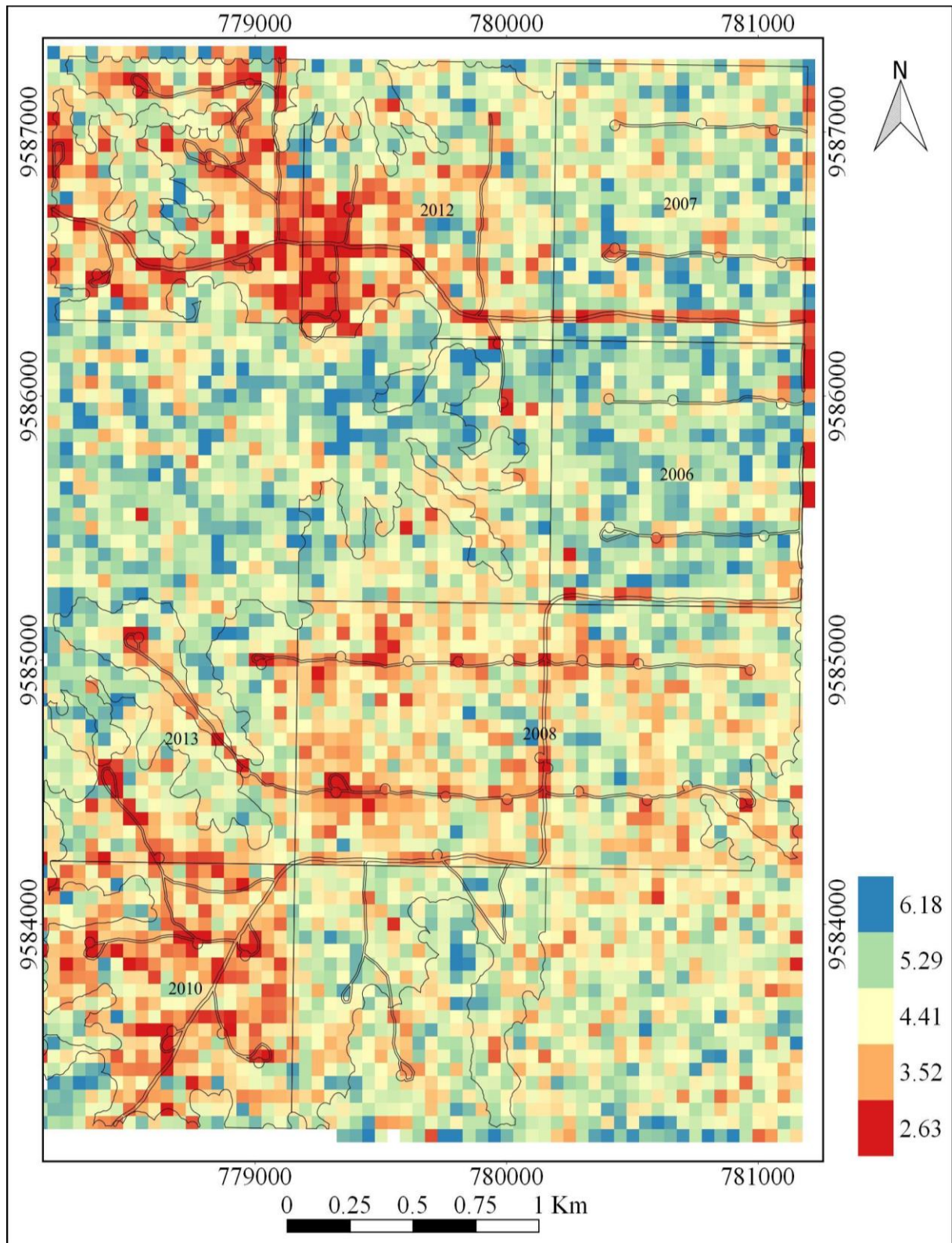


Figura 35. Mapa construído com os parâmetros da função *Weibull* de escala (β) para sub-bosque. As estradas e os anos de exploração das unidades de produção anual estão sobrepostos ao mapa.

As áreas não exploradas e aquelas que foram exploradas em 2006 e em 2007 apresentaram no geral valores maiores de β para o sub-bosque. As demais áreas, que foram exploradas em 2008 e 2010, que estavam sendo exploradas no ano do sobrevoo (2012) apresentaram baixos valores de β . A área marcada para ser explorada em 2013 também apresentou baixo valor de β devido à abertura de estradas e pátios.

Como esperado da exploração de impacto reduzido, a coleta seletiva das árvores não implica em alterações drásticas na estrutura do dossel. O parâmetro de forma (γ , FIG. 36) obtido para a copa tem relação com a distribuição de alturas das árvores. Observou-se que, no geral, nas áreas onde o parâmetro γ apresentou menores valores são as áreas próximas das estradas e das UPA já exploradas. Essas mesmas áreas correspondem os menores valores de altura e biomassa. Os maiores valores de γ estão localizados, em sua maioria, nas áreas em que foram destinadas para APP. Por outro lado, o parâmetro de escala da copa (β , FIG. 37) se mostrou mais heterogêneo no mapa. Os maiores valores de β estão visualmente relacionados com o dossel mais alto da floresta. Esse parâmetro pode ser um indicativo de localização de árvores dominantes e codominantes. As árvores maiores possivelmente elevam o valor médio dos parâmetros de escala dentro da grade de 50 m².

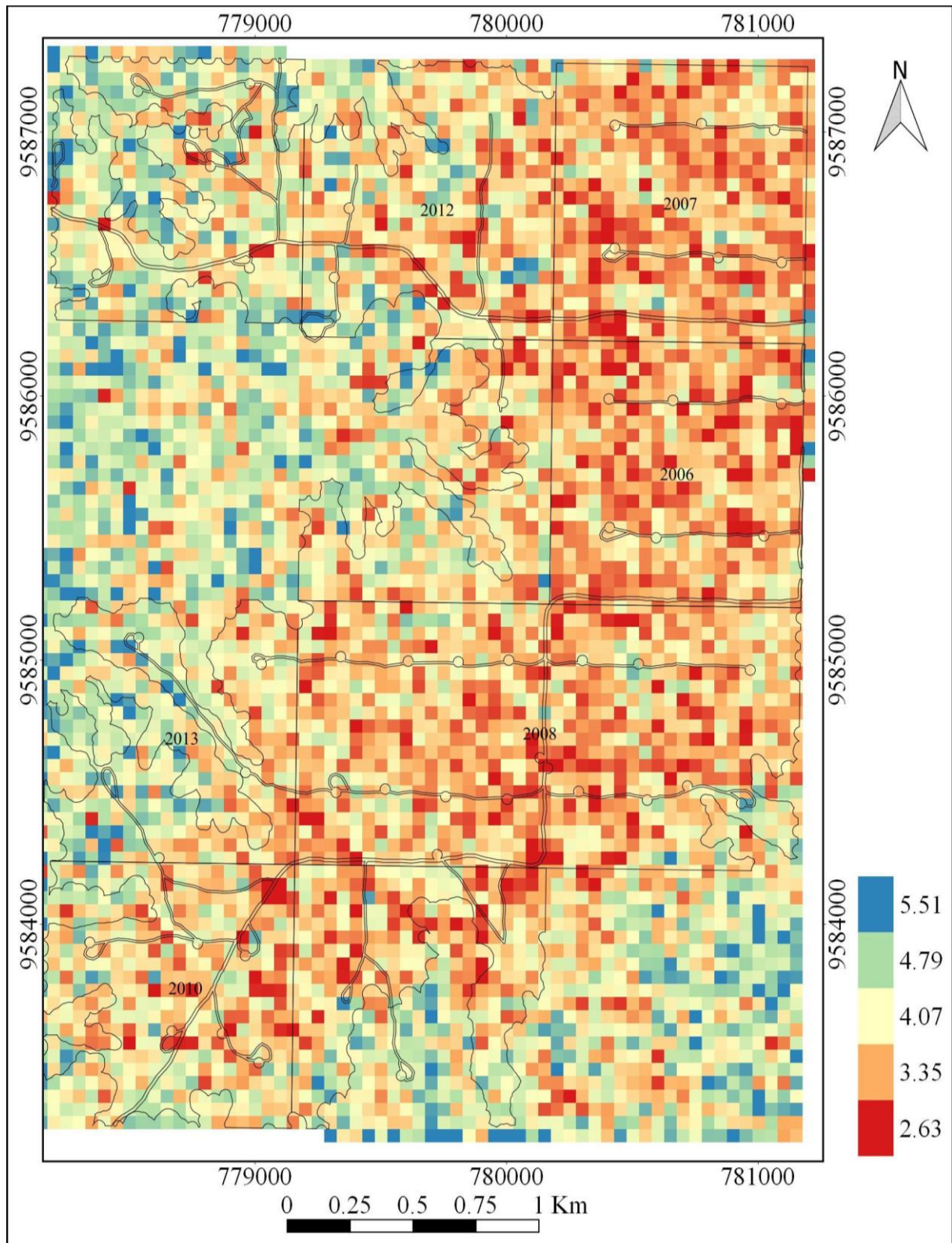


Figura 36. Mapa construído com os parâmetros da função *Weibull* de forma (γ) para copa. As estradas e os anos de exploração das unidades de produção anual estão sobrepostos ao mapa.

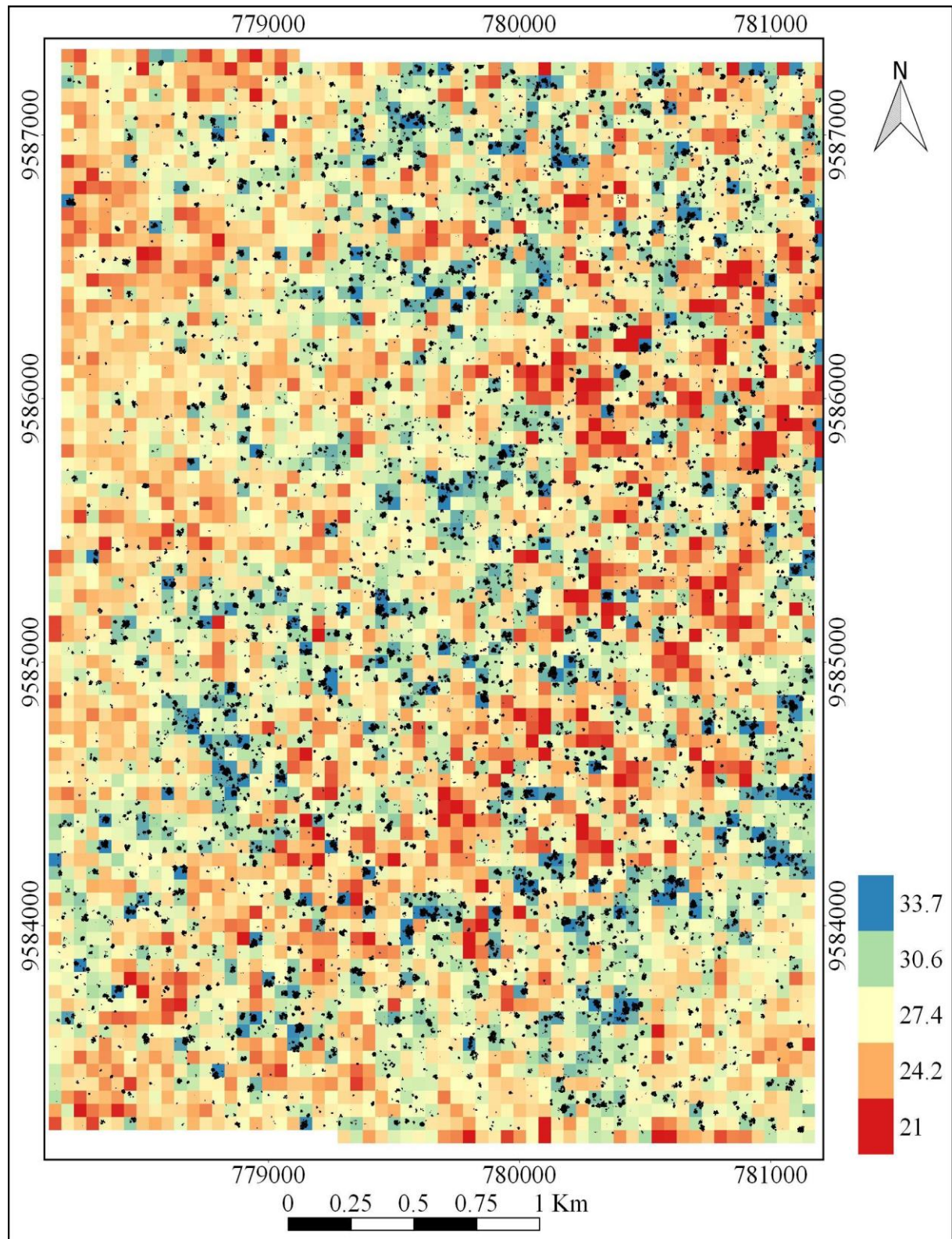


Figura 37. Mapa construído com os parâmetros da função *Weibull* de escala (β) para copa. O modelo de dossel mais alto (em preto) obtido na modelagem de altura está sobreposto ao mapa.

5 DISCUSSÃO

Muitos países em desenvolvimento onde ocorrem florestas tropicais, como o Brasil, possuem poucas regiões com mapas em escalas adequadas para o planejamento do manejo florestal (VALERIANO; ROSSETTI, 2012). Nesses casos, as melhores informações topográficas disponíveis são oriundas do SRTM (do inglês *Shuttle Radar Topography Mission*) (CLARK; CLARK; ROBERTS, 2004). O SRTM possui uma precisão vertical absoluta de 16 metros (SUN et al., 2003) mas, essa precisão pode ser de duas a quatro vezes melhor desde que aplicadas correções (GOROKHOVICH; VOUSTIANIOUK, 2006). Por outro lado, a densa da estrutura vegetal encontrada nas florestas tropicais pode comprometer a precisão do SRTM. Em áreas com florestas densas, a elevação do SRTM não representa nem o terreno nem a superfície da copa, mas alguma elevação entre os dois (HOFTON et al., 2006). A precisão do MDT gerado em áreas florestadas a partir da nuvem de pontos LiDAR e avaliada em vários estudos tem gerado precisão superior ao SRTM. Em floresta intacta de conífera o erro na elevação do MDT encontrado por Reutebuch et al. (2003) variou de -0.63 a 1.31 metros, com média de 0.31 metros e desvio-padrão de 0.29 metros. Clark, Clark e Roberts, 2004 encontraram um RMSE de 2.29 metros em floresta tropical.

Florestas com maior complexidade de dossel acabam dificultando o pulso laser atingir o solo e retornar ao sensor. Com isso, os valores dos erros de elevação do terreno tendem a aumentar em condições densas de vegetação tanto para coníferas (REUTEBUCH et al., 2003) quanto em florestas tropicais (CLARK; CLARK; ROBERTS, 2004). Uma elevada densidade de retornos é responsável por gerar um DTM de boa qualidade (REUTEBUCH et al., 2003; LEITOLD et al., 2015). O problema é o alto custo associado à elevada densidade de pulsos (REUTEBUCH et al., 2003).

Para contornar essa questão, estudos têm avaliado qual a densidade mínima para se obter um MDT em locais de floresta densa sem afetar significativamente a sua qualidade. Em área de Floresta Atlântica (Ombrófila Densa) com grande variação topográfica, Leitold et al. (2015) concluíram que em densidades menores que 4 retornos por metro quadrado o erro de elevação do MDT resulta em modelos inadequados para se obter estimativa de altura do dossel. Esse erro é propagado substancialmente para a estimativa da biomassa. Já em área de Floresta Ombrófila na Amazônia, Andrade (2017) sugere que a densidade mínima seja de 4 pulsos por metro quadrado, o que garante um MDT com 1 metro de resolução.

O MDT pode conter erros oriundos do sensor de medição, da altitude do sobrevoo, da abertura do ângulo do sensor, da densidade de retornos, da classificação

inadequada dos retornos do terreno, dos métodos de interpolação utilizados, da inclinação do terreno, da densidade e tipo de cobertura florestal (HODGSON; BRESNAHAN, 2004; HYYPPÄ et al., 2005; LEITOLD et al., 2015). Alguns artefatos gerados durante a interpolação dos pontos de terreno podem ser corrigidos ainda na etapa de processamento com a aplicação de filtros de mediana, de suavização, de declividade e de picos (MCGAUGHEY, 2016). Conhecendo as fontes de erro, é possível planejar adequadamente o escaneamento laser para que esses erros possam ser reduzidos e não comprometer a qualidade dos produtos gerados.

O mapa de acúmulo de fluxo é importante por apresentar áreas de instabilidade devido ao potencial acúmulo de água e, o que foi apresentado nos resultados corroboram as análises realizadas por Ramos et al. (2003). Os autores afirmaram que o uso do fluxo distribuído, ou MFD, mostra todos os caminhos preferenciais do fluxo, além de definir regiões mais homogêneas e distribuição de fluxos coerentes com a natureza. Atualmente, têm sido bastante utilizados os índices topográficos obtidos a partir de modelos de elevação (KOPECKÝ; ČÍŽKOVÁ, 2010). A identificação e a distribuição espacial das áreas com saturação hídrica temporária ou permanente pode ser feita utilizando o ITU (CAPOANE et al., 2015). Porém, quando se trabalha com ITU pressupõe-se que a quantidade de chuva e o solo são uniformes em toda a área de estudo, devendo tomar cuidado com estudos em larga escala (KOPECKÝ; ČÍŽKOVÁ, 2010). Como os valores absolutos de ITU variam com a resolução do MDT, torna-se difícil a sua comparação com outras áreas (SØRENSEN; SEIBERT, 2007; SIEFERT; SANTOS, 2015). Em geral, valores menores de ITU indicam solos mais bem drenados enquanto que ITU com valores mais elevados representam solos que tendem a saturar mais rápido (LIN et al., 2006). Agnew et al. (2004) afirmaram que, em termos físicos, áreas com ITU menores que 8 têm pouca probabilidade de sofrerem saturação. Trabalhar com modelos de elevação com maior resolução é um critério importante, pois, quanto maior a acurácia vertical e posicional, mais consistente será o índice topográfico obtido (CAPOANE et al., 2015). Buchanan et al. (2014) recomendam, quando disponível, o uso de MDT oriundo do LiDAR para a obtenção de ITU devido à boa correlação do índice com os padrões identificados em campo. Prates, Souza e Oliveira Junior (2012) mostraram que os atributos químicos e granulométricos do solo possuem alta correlação com os índices de representação da paisagem, dentre eles o ITU. Assim, os autores reforçam que esses índices podem ser utilizados como apoio na identificação e delimitação das unidades de mapeamento dos solos. Através de índices como esse, é possível definir práticas de manejo restritivas a usos do solo que possam comprometer a qualidade dos recursos hídricos

(SIEFERT; SANTOS, 2015). Para construção de estradas florestais, essa informação é um alerta para o tipo de sistema de drenagem que deve ser implementado na área (SANT'ANNA, 2006).

Em relação à extração automática da rede de drenagem, Metz, Mitasova e Harmon (2011), utilizando o mesmo algoritmo aplicado neste trabalho, forneceram resultados acurados em comparação com os pontos de referência em campo. Assim como mostrado nos resultados, Lumnitz et al. (2017) também encontraram ambiguidade entre as estradas e os rios na processo de extração dos mesmo. Contudo, afirmam que em alguns casos as estradas podem ser hidrologicamente conectadas à rede de canais e, por isso, deve ser considerada a interligação real dentro das áreas identificadas. Pode-se obter uma precisão compatível com cartas topográficas quando se extrai a rede de drenagem a partir de SRTM com resolução de 90 metros (SOBRINHO et al., 2010). Souza e Almeida (2014), ao elevarem a resolução do MDE de 90 para 30 metros, fizeram que a sobreposição correta com a drenagem real saltasse de 11% para 50%. Ao trabalhar em resoluções muito altas como no MDT-LiDAR, conseqüentemente, a maior riqueza de detalhes torna possível um mapeamento mais preciso das APP de rios e das nascentes. Isto porque a extração da rede de canais é um exemplo de aplicação que é extremamente dependente da qualidade do modelo de terreno (LUMNITZ et al., 2017).

As APP são áreas cobertas ou não por vegetação, com a função de preservar os recursos hídricos, a estabilidade geológica, a biodiversidade, entre outros. A intervenção humana sem a devida autorização configura crime ambiental e, a supressão da vegetação de APP só pode ser realizada em casos de utilidade pública ou interesse social, legalmente previstos (CONAMA, 2006; FIGUEIREDO et al., 2009). Portanto, é essencial que seja feito um zoneamento correto da área do plano de manejo florestal sustentável (PMFS) para diferenciar áreas passíveis ou não de exploração (FIGUEIREDO et al., 2009). Simulando diferentes cenários para estabelecimento de rotas de extração de madeira em floresta amazônica por meio dos produtos LiDAR e técnicas de otimização, Barbosa, Rodriguez e Gorgens (2017) consideraram que os cenários de minimização de impacto em APP e de minimização balanceada foram os mais adequados. De maneira geral, a modelagem da hidrografia serve como base para o microzoneamento das UPA, para a alocação com precisão métrica de pontes e bueiros e, no melhor planejamento, visando minimizar o impacto sobre rios e igarapés (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007). Muitas vezes, as instituições responsáveis pelo licenciamento ambiental recomendam que a UPA tenha uma forma regular, cuja finalidade é minimizar os efeitos dos problemas associados à abertura de picadas e ao uso

de falsas coordenadas (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007). As estradas tendem a ser construídas nos divisores de água, nas porções mais elevadas do MDT, o que otimiza a exploração em duas sub-bacias distintas. Portanto, acredita-se que seja possível dividir a UMF em UPA a partir do mapa de sub-bacias, ao invés de utilizar polígonos bem definidos. A bacia hidrográfica deveria ser a unidade básica de planejamento para a compatibilização da preservação dos recursos naturais e da produção agropecuária (ATTANASIO et al., 2006). De maneira geral, no Brasil, a delimitação das bacias hidrográficas é importante na aplicabilidade da Política Nacional de Recursos Hídricos e para minimizar conflitos na gestão desses recursos (SOBRINHO et al., 2010). Dessa forma, a extração automática de bacias e sub-bacias é vantajosa para vários fins. No que diz respeito ao manejo florestal, o planejamento do arraste deveria ser realizado dentro da microbacia (BRAZ; D'OLIVEIRA, 2001). Neste contexto, seria interessante também que as UPAs fossem divididas com base na microbacia, conforme sugerido neste trabalho.

A composição e estrutura de uma floresta está associada à disponibilidade de água. Portanto, a distância da rede hídrica e a profundidade do lençol freático desempenham papel importante na dinâmica da floresta (SCHIETTI et al., 2013). As distâncias horizontal e vertical são fortemente correlacionadas, pois, quanto mais se distancia da rede de drenagem, mais elevado tende a ser o terreno (RENNÓ et al., 2008). A distância horizontal da rede de drenagem mais próxima (HDND - do inglês, *horizontal distance from nearest drainage*) está relacionada com a drenagem do solo, áreas passíveis a alagamento e depósito de sedimentos (SCHIETTI et al., 2013). Um algoritmo similar ao utilizado neste estudo para calcular a elevação em relação aos cursos d'água, chamado HAND (do inglês, *height above the nearest drainage*) pode ser interpretada como uma aproximação da profundidade do lençol freático (RENNÓ et al., 2008). Schietti et al. (2013) encontraram relação entre a composição florística em uma área da Amazônia e o HAND, onde mudanças na composição florística diminuíram a medida que o HAND aumentava. As árvores, arbustos, lianas e palmeiras são formas de vida que podem ser preditas pela elevação em relação ao nível do mar, pelo HDND e pelo HAND. Contudo, o HAND se mostrou como um melhor preditor (SCHIETTI et al., 2013). O HAND e o HDND fornecem informações sobre a drenagem nos solos. Em termos de aplicabilidade, o HAND poderia ainda ser utilizado como critério para delimitação de APP, ao invés de *buffers*, por representarem bem as mudanças de forma de vida de ecossistemas ripários (SCHIETTI et al., 2013).

A informação sobre as áreas alagáveis em uma área de manejo é de extrema importância para diversas atividades, destacando-se a alocação de estradas e o planejamento

de atividades de campo. No estudo realizado por Manfreda, di Leo e Sole (2011) a análise realizada para localização de áreas propensas à inundação alcançou bons resultados em modelos de elevação com resolução espacial de aproximadamente 100 metros. Entretanto, os autores afirmam que os erros calculados são fortemente influenciados pelo tamanho da grade do MDT. Existe uma tendência do algoritmo superestimar áreas alagáveis em locais planos, com uma melhor representação de locais onde o relevo tende a um gradiente suave-ondulado (DI LEO; MANFREDA; FIORENTINO, 2011). Deve-se levar em consideração que os parâmetros utilizados ($\text{limiar} = 2,46$ e $n = 0,016$) foram estimados para um modelo de elevação entre 10 e 20 metros de resolução. Porém, o parâmetro n pode ser bem definido de acordo com a escala do MDT adotado e, o *limiar* pode ser estimado como uma função linear de n (MANFREDA; DI LEO; SOLE, 2011). Entretanto, esse método é uma alternativa rápida e barata para locais remotos que não possuem estudos detalhados de simulação de inundações ou não possuem recursos financeiros para realizá-lo (MANFREDA; DI LEO; SOLE, 2011).

Além das regiões alagáveis, é interessante conhecer o comportamento das cheias dos rios em áreas de exploração madeireira. No manejo florestal de baixo impacto o sistema de exploração de madeira é não-mecanizado e aproveita as cheias dos rios para extração e escoamento das toras (BRAZ et al., 1998; D'OLIVEIRA, 1992). Nos casos onde a extração é realizada pelos rios, existe uma dependência de espécies de madeira boiante. Esse método pode ser aplicado em épocas e locais fora do alcance do equipamento pesado e a área a ser explorada é determinada pelas possibilidades de acesso e escoamento das toras durante a cheia (D'OLIVEIRA, 1992).

Como consequência de um MDT de elevada resolução e consistente é possível obter produtos de alta qualidade que podem auxiliar no planejamento, execução e monitoramento do manejo florestal. A fonte de dados mais comum para a geração de MDE's no Brasil ainda são as curvas de nível e pontos cotados (CAPOANE et al., 2015). As curvas de nível fazem parte de mapas topográficos e trazem consigo características lineares com informação de elevação constante do terreno. Assim, uma série de informações importantes que podem ser obtidas, como regiões colinosas, rampas longas, áreas alagadas e a inclinação do terreno, são transferidas para um GNSS servindo de auxílio em campo (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007). As linhas de contorno são muito utilizadas para cálculo de corte e aterro em construções de estradas por gerarem um perfil transversal do terreno (EMBRAPA, 1980).

A declividade refere-se à inclinação do relevo em relação ao plano horizontal (FLORENZANO, 2008). Na área florestal conhecer a declividade de um local é importante

para definir áreas de restrições ambientais, como as áreas de preservação permanentes (APP). O código florestal brasileiro (BRASIL, 2012) exige que áreas acima de 45° de inclinação (ou 100% de inclinação) sejam áreas restritas a qualquer tipo de operação, mantendo inalterado o uso da terra e a cobertura vegetal original. Sendo assim, a obtenção automática e precisa das APP auxiliam no planejamento e execução do plano de manejo e, ainda, na fiscalização pelos órgãos ambientais (LUPPI et al., 2015). Além disso, a declividade possui um papel importante na produtividade da floresta e no planejamento da exploração (BRAGA; BARROS, 1999). Breidenbach et al. (2008) quantificaram o efeito do aspecto e da declividade na estimativa de altura de árvores e concluíram que considerar o efeito dessas duas variáveis topográficas no modelo pode torná-lo mais consistente. No manejo de floresta amazônica, conforme relatado por Figueiredo, Braz e D'Oliveira (2007), regiões de declive acentuado são informadas pela equipe de inventário nas planilhas de campo. De acordo com os autores, esse tipo de informação é insuficiente por não fornecer mais detalhes como diferença das cotas e comprimento das curvas de nível, sentido e extensão da rampa e sua exata localização. Essas informações, além de mais detalhadas, devem ser conhecidas previamente para facilitar o planejamento da infraestrutura e áreas restritas à colheita, arraste e transporte da madeira.

Os tratores skidders são preferíveis aos tratores esteira para o arraste de árvores derrubadas na amazônia (BRAZ, 2010). O skidder de pneus é um trator florestal articulado que realiza o arraste das árvores da área de corte até a margem da estrada ou pátio intermediário (LOPES et al., 2007). Alguns tratores de arraste modernos podem trabalhar em inclinações severas, porém, causam danos ao solo e perdem eficiência (BRAZ, 2010). Solgi, Naghdi e Nikooy (2015) encontraram uma relação positiva entre a compactação do solo e a inclinação da trilha onde o skidder atuava. Mesmo conhecendo bem o tipo de solo da área manejada, a atuação do skidder deveria ser limitada a uma declividade de 20° (SOLGI; NAGHDI; NIKOOY, 2015). Em relação à produtividade do trator, é esperado que ela seja menor em declividades acima de 20° (LOPES et al., 2007). Para Braz (2010), o limite de inclinação em Floresta Amazônica para emprego do trator skidder deve estar em torno de 17°. Já os caminhões carregados possuem restrição de uso em áreas com declividade acima de 9° (BARBOSA; RODRIGUEZ; GORGENS, 2017).

A exposição solar (ou aspecto) é um dos fatores que influenciam na produtividade florestal, já que implica em maior ou menor incidência solar nas plantas (GONÇALVES, 2015). Devido à proximidade com a linha do equador, a face de exposição solar na área estudada pode não representar um problema quanto à produtividade. Atenção especial deve

ser dada às áreas localizadas no hemisfério sul, abaixo do trópico de Capricórnio pois, estas recebem menos radiação solar na face de exposição voltada para o sul (GONÇALVES, 2015). Portanto, dependendo da latitude, o mapa de aspecto pode servir como base para justificar a produtividade florestal, para cálculo de riscos de incêndios e, até mesmo, para construção de estradas. Torres et al. (2017) concluíram que faces voltadas para o norte em latitudes maiores tem maior ganho energético solar e são mais secas, contribuindo para aumentar o número de ocorrência de incêndios.

O MDR contém em cada célula a porcentagem de retornos abaixo do limite máximo do estrato de altura que caíram entre o limite máximo e mínimo do estrato (D'OLIVEIRA et al., 2012). No método proposto por D'Oliveira et al. (2012), as células com baixos valores de porcentagem no mapa correspondem as áreas onde a vegetação foi removida ou derrubada durante o processo de construção de estradas, trilhas de arraste e pátios, ou pela abertura de clareiras devido à derrubada de árvores. De uma maneira semelhante, Pinangé et al. (2015) utilizou uma métrica que representa a proporção de retornos do estrato analisado em relação aos retornos totais. Esse cálculo faz com que as áreas que têm pouca, ou nenhuma cobertura vegetal, aparecem com altos valores de proporção de retornos. Com o modelo de densidade relativa pode-se observar as perturbações causadas pela exploração madeireira e, também, aquelas que ocorrem naturalmente (D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014). Utilizando o MDR e realizando a classificação manual do impacto em áreas onde ocorreram exploração seletiva de madeira, nos estados de Rondônia e Pará, Locks (2017) encontrou um valor médio do dano total ao sub-bosque de 6,8%. D'Oliveira et al. (2012), por outro lado, calcularam que a área impactada foi de 58.4 ha (15,4%) da unidade de manejo em Antimary, estado do Acre, onde foi realizada colheita seletiva.

Pinangé et al. (2015), avaliaram as diferenças na estrutura do dossel e na densidade do sub-bosque florestal em áreas exploradas em diferentes anos e em áreas florestais intactas. Os autores encontraram evidências de infraestrutura viária em algumas áreas com designação de não exploradas na época da aquisição dos dados LiDAR. Outro ponto importante é que o impacto está associado com a intensidade da exploração. Quanto mais árvores por hectare exploradas, mais estradas, trilhas e clareiras serão abertas. A construção de infraestrutura de dois a três anos antes do início da exploração é um procedimento recomendável nas operações florestais, a fim de garantir a compactação das estradas (PINANGÉ et al., 2015). A identificação de estradas e trilhas de arraste pode ser potencializada com o uso dos mapas sombreados. Eles são importantes por apresentarem

detalhes da topografia e pela noção de profundidade do terreno (HORN, 1981). Além da malha viária, foi possível visualizar características do relevo e as feições que no mapa de declividade se apresentaram como artefatos.

É importante ressaltar que o MDR não consegue diferenciar áreas onde ocorreram perturbações naturais, como abertura de clareiras pela queda natural de árvore, de área exploradas. Portanto, para quantificar a área impactada deve-se considerar o contexto, como por exemplo a proximidade a trilhas de arraste. Sendo assim, é provável que as áreas que apresentaram baixo valor de MDR e que estão próximas das estradas, trilhas e pátios, são as áreas impactadas desde que o método de colheita tenha utilizado tratores e caminhões (D'OLIVEIRA et al., 2012). Já as clareiras naturais são elementos fundamentais da dinâmica de crescimento e distribuição de espécies nas florestas tropicais (PINANGÉ et al., 2015). A maneira mais eficaz para mapear o dano ao dossel e ao sub-bosque depende da cobertura LiDAR multitemporal. O sobrevoo LiDAR antes e depois da exploração permite entender e mapear as alterações que são decorrentes do manejo florestal em si (D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014; LOCKS, 2017).

As estradas, no contexto do manejo florestal, são essenciais pois fornecem acesso aos produtos florestais e, além de questões econômicas, desempenham importante papel socioambiental na vida das comunidades (WHITE et al., 2010). No manejo florestal sustentável, o recomendado é uma abertura de 10 metros de largura para estradas principais e para as estradas secundárias de 6 metros. Desses valores, a largura trafegável devem ser de 6 e 4 metros, respectivamente (IBAMA, 2006). Estradas digitalizadas manualmente no MDT, obtido pelo escaneamento laser, comparadas com as linhas centrais das estradas obtidas em campo foram coerentes (WHITE et al., 2010). Das vantagens da digitalização manual têm-se a capacidade de interpretação humana que permite combinar diversas informações espaciais fragmentadas e agrupá-las em um padrão linear consistente (ELLIS et al., 2016). White et al. (2010) encontraram para 95% das estradas derivadas do MDT-LiDAR uma diferença entre a realidade de campo que não superou 1,5 metros. Os outros 5% superaram os 1,5 metros mas não ultrapassaram os 2,0 metros de diferença. Locks (2017) ao validar o mapeamento manual da infraestrutura obtida com o LiDAR com o mapeamento em campo, encontrou uma acurácia posicional dos danos da floresta, considerando um erro de 20 metros do aparelho GNSS, de 86,5% para trilhas de arraste, 97,2% para estradas secundárias, 99,0% para as estradas principais e de 100% para os pátios.

A exploração seletiva segue um padrão onde as estradas estão interligando os pátios de estocagem, que por sua vez irradia as trilhas de arraste (LOCKS et al., 2017). As

trilhas de arraste, segundo Braz (2010), devem ser preferencialmente retilíneas e com 4 metros de largura. Além disso, Amaranthus et al. (1985) relacionaram a construção de estradas florestais com o deslizamento de detritos e recomendaram a construção nas partes altas do terreno, evitando-se locais de possível acúmulo de água. Fato que pode ser facilitado com a adoção das microbacias como referência para definição das UPA, uma vez que os divisores de água serviriam também como limites entre elas. É recomendado que a intensidade máxima de estradas secundárias, a abertura de pátios de estocagem e a área aberta pelas trilhas de arraste não ultrapassem 1%, 0,75% e 6% da área total manejada, respectivamente (BRAZ; D'OLIVEIRA, 2001). Os resultados mostram que, para as estradas secundárias e trilhas de arraste somadas, a área aberta dentro da zona tampão estabelecida, foi de 1,32%. Para os pátios a área definida como tampão não ultrapassou os 0,52%. A escolha dos valores da zona tampão pode ser adaptada de acordo com a necessidade de cada estudo (D'OLIVEIRA et al., 2012). Da mesma forma, a intensidade de trilhas, estradas e pátios dependem de uma série de fatores como declividade, quantidade de APP, produtividade da floresta, distância das árvores a serem exploradas, custo de abertura das estradas etc (BRAZ; D'OLIVEIRA, 2001). Com dados LiDAR multitemporais é possível mapear as mudanças ocorridas na floresta antes e depois da exploração de madeira. Andersen et al. (2014) concluíram que de 2010 para 2011, em uma área sob manejo no Acre, houve um aumento de 17% da área impactada pela abertura de estradas, trilhas, pátios e clareiras devido à derrubada de árvores.

A tecnologia LiDAR é capaz de caracterizar a estrutura vertical da vegetação e pode ser usada efetivamente no inventário florestal (KWAK et al., 2007; LEITOLD et al., 2015). O MDAD é um produto gerado pelo escaneamento laser e que pode ser empregado na detecção de árvores individuais (KWAK et al., 2007; GORGENS et al., 2015b), identificação de espécies através dos formatos das copas e para se obter medidas de diâmetro das copas (POPESCU; WYNNE; NELSON, 2003; HOLMGREN; PERSSON, 2004). O uso do modelo de alturas ainda é um desafio para algumas aplicações, como a identificação precisa de árvores individuais (GORGENS et al., 2015b) mas, por outro lado, métricas extraídas desse modelo tem se apresentado consistentes para estimativas de carbono acima do solo (ASNER; MASCARO, 2014; LONGO et al., 2016). O MDAD mostrou que os maiores indivíduos (maiores valores de altura) estão nos locais mais baixos do relevo. Isso pode ser explicado pelo fato da exploração madeireira ter ocorrido nas regiões mais elevadas do MDT, próximas às estradas. Na porção mais elevada do MDT, o MDAD apresentou uma coloração azul predominante que se refere aos menores valores em altura. As métricas de altura derivadas do

LiDAR são as mais comumente utilizadas e a densidade de pontos da nuvem LiDAR é um fator importante. Uma baixa densidade de pontos acaba prejudicando a detecção de árvores (KWAK et al., 2007) e pode comprometer estimativas de biomassa (LEITOLD et al., 2015).

Clark, Clark e Roberts (2004) compararam as estimativas de altura das árvores obtidas pelo MDAD com dados de altura obtidos em campo. A essa comparação deve se atentar que, as próprias alturas medidas em campo apresentam erro que está, normalmente, associado com a dificuldade de se identificar o ápice da copa das árvores visualmente. Clark, Clark e Roberts (2004) perceberam que as alturas eram subestimadas para áreas de floresta madura e discutem que essa diferença está relacionada, também, com a qualidade do MDT. Em área com cobertura florestal madura o MDT foi superestimado em 1.01 metros (RMSE 1.95 m) o que acaba cortando a base das árvores quando o MDAD é calculado. Para áreas de florestas densas e terrenos complexos Leitold et al. (2015) recomendam uma densidade mínima de 4 pontos por metro quadrado para que o MDT mantenha uma qualidade suficiente para não resultar em modelos inadequados de alturas do dossel. Næsset e Økland (2002) encontraram maior precisão nas médias de alturas encontradas em dados de escaneamento laser que nas alturas medidas de campo.

O MDAD permitiu isolar as copas de árvores com altura igual ou superior a 40 metros. Andersen et al. (2014) isolaram as copas maiores que 30 metros de altura em dois anos diferentes para avaliar o impacto da exploração de madeira na Floresta Estadual de Antimary, no Acre. Eles encontraram uma redução de 4,1% das copas mais altas quando comparados os anos de 2010 e 2011. O LiDAR, mesmo na exploração de baixo impacto, é sensível a ponto de quantificar mudanças em nível de sub-bosque e copa (ANDERSEN et al., 2014)

Equações para estimar a biomassa do fuste de árvores potencialmente comerciais na Amazônia brasileira utilizaram como variáveis dados obtidos em campo, como o DAP e densidade básica da madeira, e dados de altura e de copa obtidos do escaneamento LiDAR, como área de projeção da copa, manta da copa e volume da copa (FIGUEIREDO et al., 2016). Nesse trabalho, os autores encontraram bons ajustes para estimar a biomassa das árvores dominantes e codominantes. Em equações ajustadas para uma variação inter-regional em floresta tropical, a métrica LiDAR TCH sozinha explicou 56% da variação da estimativa de carbono acima do solo obtidas em campo. Contudo, quando somadas ao TCH as variáveis mensuradas em parcelas de inventário, como diâmetro e densidade da madeira, 92% da variação foi explicada (ASNER; MASCARO, 2014).

O uso de dados de campo para calibrar dados de sensoriamento remoto é importante para que, depois disso, possa se tornar prático o uso de equações para determinar a biomassa em ampla escala na Amazônia (FIGUEIREDO et al., 2016). As métricas derivadas do LiDAR foram melhores na predição de biomassa que aquelas obtidas de sensores hiperespectrais em uma área de floresta tropical na Costa Rica estudada por Clark et al. (2011). Considerando duas métricas LiDAR (altura média e altura máxima) Clark et al. (2011) encontraram um R^2 de 0,90 e um RMSE de 38,3 Mg/ha. Esse foi o melhor ajuste encontrado na área cujos plots continham apenas dados LiDAR. Nas parcelas que foram utilizadas as variáveis de sensores hiperespectrais, o melhor ajuste utilizando duas variáveis como preditoras (índice de vegetação melhorada e o índice de banda de água) apresentou um R^2 de 0,68 e o RMSE de 64,4 Mg/ha. Quando ajustados os modelos de estimativa de biomassa com variáveis tanto do LiDAR quanto do sensor hiperespectral, o melhor ajuste apresentou um R^2 de 0,91 e o RMSE de 35,8 Mg/ha. Nesse caso foram combinadas as variáveis média do percentil 95 e índice de reflexão da senescência da planta. Segundo Clark et al. (2011), utilizar dados LiDAR e sensores hiperespectrais será importante para determinar os parâmetros de futuros sensores espaciais. D'Oliveira et al. (2012) apresentaram um valor médio de biomassa acima do solo de 233,3 Mg.ha⁻¹ a partir de métricas LiDAR e um valor médio de 223,8 Mg.ha⁻¹ a partir de dados de campo, em área onde ocorreu colheita seletiva de madeira na Amazônia. A busca por estimativas precisas de biomassa é importante para monitorar a dinâmica de carbono em regiões tropicais (CLARK et al., 2011).

Os estoques de carbono em florestas manejadas tendem a ser menores do que em florestas intactas e, a magnitude das diferenças dependem do tipo de manejo e do tempo decorrido desde que ele aconteceu (LONGO et al., 2016). Para a fazenda Cauaxi, Longo et al. (2016) encontraram valores médios de carbono acima do solo em kg.m² de 20,45±0,16 na floresta intacta, 16,21±0,33 em área de exploração de impacto reduzido (EIR) realizada em 2006, 17,30±0,27 na EIR em 2007, 17,44±0,25 na EIR em 2008 e 18,30±0,29 na EIR em 2010.

Métricas simples de altura de copa derivadas do LiDAR tem uma boa capacidade de estimar biomassa sobre uma gama de valores (CLARK et al., 2011). A métrica TCH, utilizada como exemplo de aplicação neste estudo, foi capaz de obter boas estimativas do estoque de carbono até mesmo para pequenos valores de biomassa e apresentou um R^2 de 0,67 na estimativa da densidade de carbono acima do solo (LONGO et al., 2016).

Em florestas (ou pontos de arrastes) com pouca densidade de árvores de interesse, o tempo de ciclo e os custos da colheita aumentam (BRAZ; D'OLIVEIRA, 2001). Por isso, é

importante um conhecimento prévio do potencial madeireiro para se planejar toda a infraestrutura necessária. Estimar precisamente o número de árvores por hectare utilizando levantamento LiDAR ainda é um desafio (GORGENS et al., 2015b), entretanto, essa tecnologia provou que pode ser usada para medir a altura de árvores dominantes e codominantes em florestas (POPESCU; WYNNE, 2004).

Utilizando a janela de busca variando em forma e em tamanho, Popescu e Wynne (2004) encontraram que, para a localização das árvores dentro de parcelas de Pinus, a janela de filtro circular foi a mais adequada. No caso de floresta Decídua a janela quadrada deveria ser preferida. Gorgens et al. (2015b), em parcelas alocadas em floresta Boreal, tiveram maior porcentagem de acerto na localização de árvores para a janela de busca inversamente proporcional à altura (81%) do que em janela com tamanho proporcional (70%). Nguyen et al. (2016) contabilizaram 150 árvores no levantamento em campo e 155 árvores utilizando o filtro de máximo local com janela de busca circular proporcional à altura. Além disso, as alturas de 12 árvores obtidas através do levantamento LiDAR foram comparadas com as alturas medidas em campo e, os autores encontraram valores de $53,2 \pm 3$ m e $53,1 \pm 2,5$ m, respectivamente. No que diz respeito à localização de árvores individuais, o tamanho e a forma da janela de busca são critérios importantes no processamento. Porém, para localização de árvores dominantes, a forma da janela apresentou pequena diferença entre florestas de Pinus e Decíduas (POPESCU; WYNNE, 2004).

A presença de clareiras em áreas onde não ocorreu a exploração madeireira reforça que boa parte das clareiras, em áreas de floresta bem conservada, ocorrem naturalmente (HUNTER et al., 2015; LOCKS, 2017). Registros indicam que em florestas em estágio avançado de conservação como a Floresta Nacional do Tapajós, no Pará, e a Reserva Ducke, no Amazonas, a porcentagem de clareiras naturais foram de 4,8% e 2%, respectivamente (HUNTER et al., 2015). No estudo realizado na Floresta Nacional do Jamari, em Rondônia, e na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, no Pará, a média de ocorrência de clareiras naturais foi de $3,7\% \pm 1,3\%$. Enquanto isso, as clareiras decorrentes do manejo florestal sustentável para as mesmas áreas alcançaram o valor médio de $4,9\% \pm 0,9\%$ (LOCKS, 2017). Como descrito na metodologia, o tamanho mínimo de uma clareira foi definido como maior ou igual a 10 m^2 (Hunter et al., 2015), entretanto, as clareiras pela derrubada de árvores em áreas de manejo florestal apresentam uma abertura típica de dossel de 25 m^2 (D'OLIVEIRA et al., 2012; ANDERSEN et al., 2014).

Independente do tamanho da abertura do dossel, para determinar a quantidade de clareiras decorrentes do manejo florestal seria necessário a cobertura LiDAR multitemporal

(LOCKS, 2017). Dados LiDAR multitemporais permitem a detecção de eventos raros, mas especialmente extensos, bem como aqueles com alta taxa de rotatividade (NGUYEN et al., 2016). Considerando um erro posicional de 20 metros do aparelho GNSS, Locks (2017) mostraram que 93,3% das árvores abatidas nas áreas estudadas foram interceptadas pelo dano no dossel mapeado com o LiDAR multitemporal. Desconsiderando a análise multitemporal e avaliando os impactos causados pela abertura de clareiras, tanto naturais quanto decorrentes da exploração em áreas de floresta amazônica, o valor médio apresentado por Locks (2017) foi de $7,8\% \pm 1,4\%$. Vale ressaltar que nesse caso, a coleta de dados LiDAR foi realizada no mesmo ano da exploração. Para a fazenda Cauaxi, este estudo mostrou que em áreas exploradas a aproximadamente 4 e 2 anos antes da varredura laser a porcentagem das áreas ocupadas por clareiras foram de 7,20% e 7,48%, respectivamente. Nos resultados, a área cuja exploração ocorreu em 2012 pode não apresentar o valor real de clareiras, visto que, essa área estava sendo explorada no ano do escaneamento laser aerotransportado.

Alguns produtos LiDAR têm sido, especificamente, empregadas no monitoramento de florestas tropicais sob regime de exploração, dentre elas o modelo de densidade relativa (MDR), o modelo de dossel mais alto e o mapeamento de clareira (D'OLIVEIRA et al., 2012; ANDERSEN et al., 2014; LOCKS, 2017). Além dessas formas de avaliação, nos resultados foi apresentado o perfil vertical do dossel, representado por uma função de distribuição *Weibull*, como mais uma fonte de informação para o monitoramento do impacto e da recuperação das florestas.

Conto et al. (2015) utilizaram o perfil vertical de dossel de uma Floresta Ombrófila Densa e conseguiram agrupar esses perfis em baixo, médio-baixo, médio-alto e alto. O agrupamento foi coerente com a variação da topografia e com outros levantamentos em campo já realizados no mesmo local. A representação resultante da estrutura vertical da vegetação e feições topográficas acima do terreno contribuem para o entendimento das características funcionais e processos da superfície da terra (JASKIERNIAK et al., 2011).

A função *Weibull* tem se ajustado muito bem à frequência de distribuição em classes de altura (DEAN et al., 2009) permitindo, por exemplo, a diferenciação do perfil de altura de tipologias vegetacionais diversas (GORGENS et al., 2016). A correlação entre os parâmetros da *Weibull* e atributos florestais importantes, como copa e diâmetro, fornece um mecanismo para estimar características complexas da copa em parâmetros simples que podem ser empiricamente analisados (COOPS et al., 2007; JASKIERNIAK et al., 2011).

Ao analisarem a estrutura vertical da floresta utilizando uma única função para representar copa e sub-bosque, Gorgens et al. (2016) consideraram que os maiores valores do

parâmetros de forma se relacionavam a uma dominância dos retornos da copa em relação aos retornos do solo. Em Floresta Ombrófila Densa o parâmetro de escala foi menor (17,50) quando comparado com o de Floresta Ombrófila Aberta (22,74). O aumento do parâmetro de escala, nesse caso, pode indicar uma redução da complexidade estrutural no perfil vertical (GORGENS et al., 2016). Em áreas marcadas por uma estrutura complexa, uma única distribuição Weibull pode não capturar completamente toda a heterogeneidade vertical (JASKIERNIAK et al., 2011) sendo aconselhado, nesse caso, um ajuste de uma função para os componentes da copa e outra para o sub-bosque (COOPS et al., 2007).

A falta de detalhamento nas informações para o Manejo Florestal podem levar à diferentes erros: explorar áreas que não deveriam ser exploradas ou, deixar de explorar áreas exploráveis por desconhecimento do local. Mensurar o dano na floresta remanescente com o LiDAR pode contribuir com o monitoramento da atividade madeireira na Amazônia brasileira, pois permite não apenas identificar com precisão as áreas manejadas, mas também quantificar, de maneira objetiva, a execução de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (LOCKS, 2017).

6 CONCLUSÃO

A penetrabilidade, a ampla cobertura e a elevada resolução dos produtos obtidos com o escaneamento laser permitiu o mapeamento da área, mesmo em condições de dossel denso. Foi possível identificar com elevado grau de detalhamento as áreas com restrições ambientais e operacionais a partir da nuvem de pontos LiDAR. Indo além, o ALS permitiu a geração de produtos que podem ser usados para a execução e monitoramento do manejo, aprimorando a exploração de impacto reduzido.

Este trabalho demonstrou que as restrições operacionais e ambientais vão além das que são comumente apresentadas, como APP de declividade e de cursos d'água e as restrições quanto ao uso de máquinas. Os modelos hidrológicos apresentados deveriam ser considerados no planejamento e na execução do manejo florestal, levando em conta as áreas hidrologicamente sensíveis. Por sua vez, o mapa de sub-bacias pode ser um referencial para a definição das UPA. Informações que eram obtidas em campo, complementarmente, pela equipe de inventário (Censo e IC), como a declividade, extensão das rampas e áreas alagadas, podem ser obtidas de maneira precisa e antecipada permitindo um conhecimento mais aprofundado do local a ser manejado.

Com a quantidade de modelos digitais que podem ser obtidos, técnicas de otimização multicritério podem ser utilizadas visando avaliar quais modelos contribuem mais para uma exploração com o menor impacto possível. O PVD pode ser utilizado ainda na estratificação da área em fisionomias características o que facilitaria planejamento da amostragem. Devido à heterogeneidade das florestas tropicais, um agrupamento da área em função dos valores de biomassa acima do solo pode representar uma nova forma de divisão de UPA. Nesse caso, as UPA poderiam ter tamanho e formas diferentes mas, seriam homogêneas em termos de biomassa. As análises citadas não foram realizadas neste trabalho e, aconselha-se que sejam realizadas em trabalhos futuros.

Por fim, a possibilidade de se criar rotinas para a geração automática de mapas úteis no planejamento, execução e monitoramento da exploração se mostrou uma vantagem, permitindo uma economia de tempo no processamento de dados de outras áreas.

REFERÊNCIAS

- AGNEW, L. J. *et al.* Identifying hydrologically sensitive areas: bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, v. 78, n. 1, p. 63–76, 2006.
- AMARANTHUS, M. P. *et al.* Logging and forest roads related to increased debris slides in Southwestern Oregon. **Journal of Forestry**, v. 83, n. 4, p. 229–233, 1985.
- ANDERSEN, H. *et al.* Remote sensing of environment monitoring selective logging in western Amazonia with repeat lidar flights. **Remote Sensing of Environment**, v. 151, p. 157–165, 2014.
- ANDERSEN, H. E.; REUTEBUCH, S. E.; SCHREUDER, G. F. Automated individual tree measurement through morphological analysis of a LIDAR-based canopy surface model. **Proceedings of the First International Precision Forestry Cooperative Symposium**, Seattle, WA, USA, June 17-20, 2001.
- ANDRADE, M. S. **Modelagem digital de terreno em áreas de floresta ombrófila**. 2017. 35f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) Universidade Federal dos Valres do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2017.
- ANGELO, H. *et al.* Análise estratégica do manejo florestal na Amazônia brasileira. **Floresta**, v. 44, n. 3, p. 341–348, 2014.
- ARGE, L. *et al.* Efficient flow computation on massive grid terrain datasets. **GeoInformatica**, v. 7, n. 4, p. 283–313, 2003.
- ASNER, G. P. *et al.* Canopy damage and recovery following selective logging in an Amazon forest: Integrating field and satellite studies. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 280–298, 2004.
- ASNER, G. P. *et al.* Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005.
- ASNER, G. P.; MASCARO, J. Mapping tropical forest carbon: calibrating plot estimates to a simple LiDAR metric. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 614–624, 2014.
- ATTANASIO, C. M. *et al.* Método para a identificação da zona ripária: microbacia hidrográfica do Ribeirão São João (Mineiros do Tietê, SP). **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 131–140, 2006.
- BAILEY, R. L.; DELL, R. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. **Forest Sciences**, v. 19, n. 2, p. 97–104, 1972.
- BANERJEE, O.; MACPHERSON, A. J.; ALAVALAPATI, J. Forest management in Brazil. **Journal of Environment & Development**, v. 18, n. 2, p. 130–153, 2009.

BARBOSA, R. P.; RODRIGUEZ, L. C. E.; GORGENS, E. B. Otimização multicritério da extração madeireira na Amazônia com o uso de escaneamento laser aerotransportado. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 115, p. 1–10, 2017.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43–69, 1979.

BRAGA, F. A.; BARROS, N. F. DE. Características ambientais determinantes da capacidade produtiva de sítios cultivados com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 291–298, 1999.

BRASIL. **Decreto nº 5.975, de 30 de novembro de 2006**. Regulamenta os arts. 12, parte final, 15, 16, 19, 20 e 21 da Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, o art. 4o, inciso III, da Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981, o art. 2o da Lei no 10.650, de 16 de abril de 2003, altera e acrescenta dispositivos aos Decretos nos 3.179, de 21 de setembro de 1999, e 3.420, de 20 de abril de 2000, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5975.htm>. Acesso em: 3 de Janeiro de 2018.

BRASIL. **LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1966. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 3 de Janeiro de 2018.

BRAZ, E. M. *et al.* Plano de exploração sob critérios de manejo florestal de baixo impacto. **Embrapa Acre-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 1998.

BRAZ, E. M. *et al.* Management of precision: a new step aiming at tropical natural forest sustainability. In: **Embrapa Florestas-Resumo em anais de congresso (ALICE)**. In: IUFRO World Congress, 22., 2005, Brisbane. Forests in the balance: linking tradition and technology: program & abstracts. [Vienna]: IUFRO, 2005., 2005.

BRAZ, E. M. **Subsídios para o planejamento do manejo de florestas tropicais da amazônia**. 2010. 236f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. Planejamento da extração madeireira dentro de critérios econômicos e ambientais. **Embrapa Acre-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2001.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P.; FIGUEIREDO, E. O. Manejo de precisão em florestas naturais. In: BERNARDI, A. C. C. et al. (Eds.). **Agricultura de precisão: resultados de um novo olhar**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 490–493.

BREIDENBACH, J. *et al.* Quantifying the influence of slope, aspect, crown shape and stem density on the estimation of tree height at plot level using lidar and InSAR data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 5, p. 1511–1536, 2008.

BRIESE, C.; PFEIFER, N.; DORNINGER, P. Applications of the robust interpolation for DTM determination. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. XXXIV, n. 3A, p. 55–61, 2002.

BUCHANAN, B. P. *et al.* Evaluating topographic wetness indices across central New York agricultural landscapes. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 18, n. 8, p. 3279–3299, 2014.

CAPOANE, V. *et al.* Influência da resolução do modelo digital de elevação na determinação do índice topográfico de umidade e na capacidade de predição dos teores carbono orgânico do solo. **Geo UERJ**, v. 0, n. 27, p. 144–155, 2015.

CARDONA, M. Á. Q. **Efeitos do manejo florestal na estrutura da avifauna na floresta Amazônica de Paragominas (Pará)**. 2012. 107f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/ Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

CASTRO, T. N. **Comparação de diferentes formas de colheita florestal na Amazônia brasileira através da modelagem da produção e do crescimento**. 2012. 73f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

CLARK, M. L. *et al.* Estimation of tropical rain forest aboveground biomass with small-footprint lidar and hyperspectral sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2931–2942, 2011.

CLARK, M. L.; CLARK, D. B.; ROBERTS, D. A. Small-footprint lidar estimation of sub-canopy elevation and tree height in a tropical rain forest landscape. **Remote Sensing of Environment**, v. 91, n. 1, p. 68–89, 2004.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 369, de 28 de Março de 2006**. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=489>>. Acesso em: 3 de Janeiro de 2018.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 406, de 02 de Fevereiro de 2009**. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável - PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=597>>. Acesso em: 3 de Janeiro de 2018.

CONTO, T. DE *et al.* Caracterização do perfil vertical do dossel de um trecho de Mata Atlântica através de escaneamento laser aerotransportado. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 108, p. 873–884, 2015.

COOPS, N. C. *et al.* Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR. **Trees - Structure and Function**, v. 21, n. 3, p. 295–310, 2007.

COSTA, F. V. *et al.* Synthesis of the first 10 years of long-term ecological research in Amazonian Forest ecosystem – implications for conservation and management. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 3–14, 2015.

D'OLIVEIRA, M. V. N. Exploração de madeira em várzea pelo método tradicional no Paraná Abufari no médio rio Purus. **Embrapa Acre-Séries anteriores (INFOTECA-E)**, 1992.

D'OLIVEIRA, M. V. N. *et al.* Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 479–491, 2012.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; FIGUEIREDO, E. O.; PAPA, D. DE A. Uso do Lidar como ferramenta para o manejo de precisão em florestas tropicais. **Embrapa Acre-Livros técnicos (INFOTECA-E)**. 2014. 130 p.

DEAN, T. J. *et al.* Measuring heights to crown base and crown median with LiDAR in a mature, even-aged loblolly pine stand. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 1, p. 126–133, 2009.

DI LEO, M.; MANFREDI, S.; FIORENTINO, M. An automated procedure for the detection of flood prone areas: r.hazard.flood. **Geomatics Workbooks**, v. 10, p. 83–89, 2011.

DOS-SANTOS, M. N.; M. M. KELLER. **CMS: LiDAR Data for forested areas in Paragominas, Para, Brazil, 2012-2014**. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. 2016

EHLISCHLAEGGER, C. R. Using the A^T search algorithm to develop hydrologic models from digital elevation data. **Proceeding of the International Geographic Information System (IGIS) Symposium**, p. 275–21, 1989.

ELLIS, P. *et al.* Mapping selective logging impacts in Borneo with GPS and airborne lidar. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 184–196, 2016.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de levantamento e conservação de solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Construção de estradas florestais e transporte florestal rodoviário na região amazônica. **Embrapa Amazônia Oriental-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 1980.

FIGUEIREDO, E. O. *et al.* Modelagem da hidrografia em planos de manejo e critérios para definição de árvores em APP pelo Modeflora. **Embrapa Acre-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2009.

FIGUEIREDO, E. O. *et al.* LIDAR-based estimation of bole biomass for precision management of an Amazonian forest: comparisons of ground-based and remotely sensed estimates. **Remote Sensing of Environment**, v. 187, p. 281–293, 2016.

FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. **Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2007. 184 p.

FIGUEIREDO, E. O.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; PAPA, D. DE A. Modelo Digital de Exploração Florestal de Segunda Geração - MODEFLORA II. **I Congresso Regional de Pesquisa do Estado do Acre, XXIV Seminário de Iniciação Científica da UFAC**, 2015.

GIONGO, M. *et al.* LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231–244, 2010.

GONÇALVES, D. R. C. **Avaliação do efeito da face de exposição solar sobre o crescimento de plantios comerciais de Eucalyptus sp na região sudoeste do estado de São Paulo**. 2015. 90f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/Universidade de São Paulo Tito, Piracicaba, 2015.

GORGENS, E. B. *et al.* Identificação de árvores individuais a partir de levantamentos laser aerotransportado por meio de janela inversa. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 91–96, 2015b.

GORGENS, E. B. *et al.* Stand volume models based on stable metrics as from multiple ALS acquisitions in Eucalyptus plantations. **Annals of Forest Science**, v. 72, n. 4, p. 489–498, 2015a.

GORGENS, E. B. *et al.* Characterization of Brazilian forest types utilizing canopy height profiles derived from airborne laser scanning. **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 3, p. 518–527, 2016.

GORGENS, E. B.; SILVA, A. G. P.; RODRIGUES, L. C. E. **LiDAR: Aplicações Florestais**. 1. ed. Curitiba, PR: CRV, 2014. 132 p.

GOROKHOVICH, Y.; VOUSTIANIOUK, A. Accuracy assessment of the processed SRTM-based elevation data by CGIAR using field data from USA and Thailand and its relation to the terrain characteristics. **Remote Sensing of Environment**, v. 104, n. 4, p. 409–415, 2006.

GRASS DEVELOPMENT TEAM. **Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.2**. Open Source Geospatial Foundation. Disponível em: <http://grass.osgeo.org>. 2017.

GUTBERLET, J. Zoneamento da Amazônia : uma visão crítica. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 46, p. 157–174, 2002.

HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazônica**, v. 24, n. 3/4, p. 275–288, 1994.

HODGSON, M. E.; BRESNAHAN, P. Accuracy of airborne LiDAR derived elevation: empirical assessment and error budget. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 70, n. 3, p. 331–339, 2004.

HOFTON, M. *et al.* Validation of SRTM elevations over vegetated and non-vegetated terrain using medium footprint LiDAR. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 72, n. 3, p. 279–285, 2006.

HOLMES, T. P. *et al.* **Custos e benefícios financeiros da exploração florestal de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental**. 2^a ed. Belém, PA: Fundação Floresta Tropical, 2002. 66 p.

HOLMGREN, J.; PERSSON, Å. Identifying species of individual trees using airborne laser scanner. **Remote Sensing of Environment**, v. 90, n. 4, p. 415–423, 2004.

HORN, B. K. P. Hill shading and the reflectance map. **Proceedings of the IEEE**, v. 69, n. 1, p. 14–47, 1981.

HUNTER, M. O. *et al.* Structural dynamics of tropical moist forest gaps. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, p. 1–19, 2015.

HYYPÄ, H. *et al.* Factors affecting the quality of DTM generation in forested areas. **International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 36, n. 3/W19, p. 85–90, 2005.

IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Norma De Execução N.º 1, De 18 De Dezembro De 2006**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/normas_execucao_manejo_florestal_01-2006_01e02-2007.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2018.

IFT, Instituto Floresta Tropical. Manejo florestal e exploração de impacto reduzido em florestas naturais de produção da Amazônia. **Informativo Técnico 1**, 2014. 32 p. Disponível em: <<http://ift.org.br/wp-content/uploads/2014/11/Informativo-T%C3%A9cnico-1.pdf>>.

JASIEWICZ, J.; METZ, M. A new GRASS GIS toolkit for Hortonian analysis of drainage networks. **Computers and Geosciences**, v. 37, n. 8, p. 1162–1173, 2011.

JASKIERNIAK, D. *et al.* Extracting LiDAR indices to characterize multilayered forest structure using mixture distribution functions. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 2, p. 573–585, 2011.

KEEFE, K. *et al.* Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of fazenda Cauaxi. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1950–1959, 2009.

KOPECKÝ, M.; ČÍŽKOVÁ, Š. Using topographic wetness index in vegetation ecology: Does the algorithm matter? **Applied Vegetation Science**, v. 13, n. 4, p. 450–459, 2010.

KRAUS, K.; PFEIFER, N. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. **Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 53, p. 193–203, 1998.

KRAUS, K.; PFEIFER, N. Advanced DTM generation from LiDAR data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. XXXIV, p. 22–24, 2001.

KRAUS, K.; RIEGER, W. Processing of laser scanning data for wooded areas. In: **Photogrammetric Week**, 1999. p. 221-231.

KWAK, D.-A. *et al.* Detection of individual trees and estimation of tree height using LiDAR data. **Journal of Forest Research**, v. 12, n. 6, p. 425–434, 2007.

LEFSKY, M. A. *et al.* LiDAR remote sensing for ecosystem studies. **BioScience**, v. 52, n. 1, p. 19, 2002.

LEITOLD, V. *et al.* Airborne lidar-based estimates of tropical forest structure in complex terrain: opportunities and trade-offs for REDD+. **Carbon Balance and Management**, v. 10, n. 1, 2015.

LIN, H. S. *et al.* Soil moisture patterns in a forested catchment: a hydropedological perspective. **Geoderma**, v. 131, n. 3–4, p. 345–368, 2006.

LOCKS, C. J. **Aplicações da tecnologia LiDAR no monitoramento da exploração madeireira em áreas de concessão florestal**. 2017. 97f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

LONGO, M. *et al.* Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 11, p. 1639–1660, 2016.

LOPES, E. S. *et al.* Avaliação técnica do trator florestal arrastador “skidder” com diferentes tipos de rodados na extração de madeira em povoamento de Pinus. **Revista Arvore**, v. 31, n. 6, p. 1053–1061, 2007.

LUMNITZ, S. *et al.* Emerging solutions for hydrological modelling from LiDAR. **NZ Journal of Forestry**, v. 62, n. 2, p. 36–42, 2017.

LUPPI, A. S. L. *et al.* Utilization of Geotechnology for the Mapping of Permanent Preservation Areas in João Neiva, Espírito Santo State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 13–22, 2015.

MANFREDA, S.; DI LEO, M.; SOLE, A. Detection of flood-prone areas using digital elevation models. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 16, n. 10, p. 781–790, 2011.

MCGAUGHEY, R. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. **United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**, October, p. 211, 2016.

MEDJIBE, V. P.; PUTZ, F. E. Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. **Journal of Forest Economics**, v. 18, p. 242–256, 2012.

MENG, X.; CURRIT, N.; ZHAO, K. Ground filtering algorithms for airborne LiDAR data: A review of critical issues. **Remote Sensing**, v. 2, n. 3, p. 833–860, 2010.

METZ, M.; MITASOVA, H.; HARMON, R. S. Efficient extraction of drainage networks from massive, radar-based elevation models with least cost path search. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 2, p. 667–678, 2011.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 5, de 11 de Dezembro de 2006**. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/in%20mma%2005-06.pdf>. Acesso em: 3 de Janeiro de 2018.

NÆSSET, E. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. **Remote Sensing of Environment**, v. 61, n. 2, p. 246–253, 1997.

NÆSSET, E.; ØKLAND, T. Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. **Remote Sensing of Environment**, v. 79, p. 105–115, 2002.

NGUYEN, H. T. *et al.* Characterizing forest structure variations across an intact tropical peat dome using field samplings and airborne LiDAR. **Ecological Applications**, v. 26, n. 2, p. 587–601, 2016.

PEREIRA JR., R. *et al.* Forest canopy damage and recovery in reduced impact and conventional selective logging Eastern Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 168, p. 77–89, 2002.

PETEAN, F. C. DE S. **Uso de imagens hiperespectrais e da tecnologia LiDAR na identificação de espécies florestais em ambiente urbano na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais**. 2015. 132f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

PINANGÉ, E. R. *et al.* **Avaliação temporal dos efeitos da exploração madeireira usando dados LiDAR** Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE. João Pessoa, PB: [s.n.].

POPESCU, S. C.; WYNNE, R. H. Seeing the trees in the forest: using LiDAR and multispectral data fusion with local filtering and variable window size for estimating tree height. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 70, n. 5, p. 589–604, 2004.

POPESCU, S. C.; WYNNE, R. H.; NELSON, R. F. Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 5, p. 564–577, 2003.

PRATES, V.; SOUZA, L. C. DE P.; OLIVEIRA JUNIOR, J. C. DE. Índices para a representação da paisagem como apoio para levantamento pedológico em ambiente de geoprocessamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 408–414, 2012.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2017. **QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation**. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. 2017.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://cran.r-project.org>. 2017.

RAMOS, V. M. *et al.* Avaliação de metodologias de determinação do cálculo de áreas de contribuição. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 4, n. 2, p. 41–49, 2003.

RENNÓ, C. D. *et al.* HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469–3481, 2008.

REUTEBUCH, S. E. *et al.* Accuracy of a high-resolution LiDAR terrain model under a conifer forest canopy. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 5, p. 527–535, 2003.

SAATCHI, S. S. *et al.* Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011.

SANT' ANNA, G. L. **Estradas florestais: caracterização geotécnica e comportamento mecânico de solos e misturas solo-grits, cargas de tráfego e seus efeitos**. 2006. 146f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

SCHIETTI, J. *et al.* Vertical distance from drainage drives floristic composition changes in an Amazonian rainforest. **Plant Ecology & Diversity**, v. 55, n. 95, p. 1–24, 2013.

SCHIMALESKY, V. **Avaliação da qualidade da informação altimétrica derivada da varredura a laser em uma região coberta por vegetação: um estudo de caso**. 2007. 96f. Dissertação (Mestrado em Ciências Geodésicas) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SCOLFORO, J.R.S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE. 1998. 443p

SIEFERT, A. C. C.; SANTOS, I. Identificação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem hidrológica e da distribuição espacial de solos e vegetação em ambientes higromórficos. **Soc. & Nat.**, v. 27, n. 1, p. 141–155, 2015.

SILVA, C. A. *et al.* Mapping aboveground carbon stocks using LiDAR data in *Eucalyptus* spp. plantations in the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 42, p. 591–604, 2014.

SILVA, A. G. P. *et al.* Influência da janela do filtro de terreno em dados LiDAR sob duas coberturas florestais. **X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e SIG Aplicados à Engenharia Florestal**, v. 10, p. 65–72, 2012.

SILVA, A. G. P. *et al.* Assessing biomass based on canopy height profiles using airborne laser scanning data in eucalypt plantations. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 6, p. 504–512, 2015.

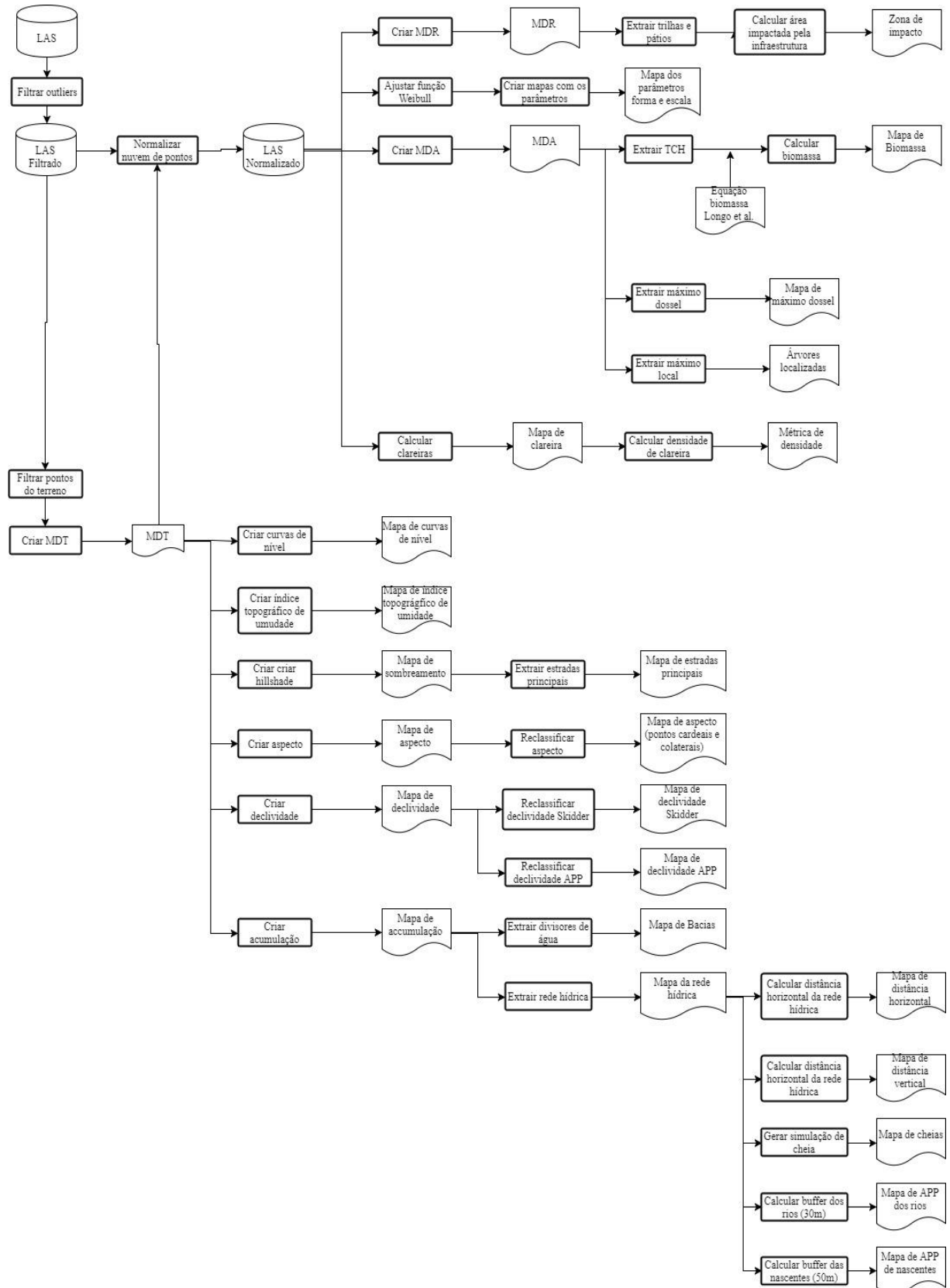
SOBRINHO, T. A. *et al.* Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 46–57, 2010.

SOLGI, A.; NAGHDI, R.; NIKOOY, M. Effects of skidder on soil compaction, forest floor removal and rut formation. **Madera y Bosques**, v. 21, n. 2, p. 147–155, 2015.

- SØRENSEN, R.; SEIBERT, J. Effects of DEM resolution on the calculation of topographical indices: TWI and its components. **Journal of Hydrology**, v. 347, p. 79–89, 2007.
- SOUZA, J. O. P.; ALMEIDA, J. D. M. Modelo digital de elevação e extração automática de drenagem: dados, métodos e precisão para estudos hidrológicos e geomorfológicos. **Bol. geogr.**, v. 32, n. 2, p. 134–149, 2014.
- STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: **Handbook of Applied Hydrology**, V. T. Chow (Ed), 4-39/4-76. McGraw-Hill, New York, 1964.
- SUN, G. *et al.* Validation of surface height from shuttle radar topography mission using shuttle laser altimeter. **Remote Sensing of Environment**, v. 88, n. 4, p. 401–411, 2003.
- TORRES, F. T. P. *et al.* Mapeamento do Risco de Incêndios Florestais Utilizando Técnicas de Geoprocessamento. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. e00025615, p. 1–10, 2017.
- VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 300–309, 2012.
- VERISSIMO, A. *et al.* Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. **Forest Ecology and Management**, v. 55, p. 169–199, 1992.
- WHITE, R. A. *et al.* Forest roads mapped using LiDAR in steep forested terrain. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1120–1141, 2010.
- WULDER, M. *et al.* The role of LiDAR in sustainable forest management. **The Forestry Chronicle**, v. 84, n. 6, p. 807–826, 2008.

APÊNDICE

APÊNDICE A – FLUXOGRAMA DO PROCESSAMENTO DOS DADOS



APÊNDICE B – CÓDIGOS UTILIZADOS PARA A OBTENÇÃO DOS PRODUTOS

Modelagem digital de terreno

Obtenção do MDT. O primeiro passo foi remover os retornos acima e abaixo da elevação média mais ou menos o desvio padrão. Utilizando o filtro para outlier no comando FilterData e considerando 3 desvios-padrão e uma janela de 20 metros, todos os tiles obtidos do sobrevoo LiDAR (*.las) foram unidos em um único arquivo de saída (FLT\CAU_flt.las) com os outliers filtrados.

```
C:\fusion\FilterData outlier 3.0 20 %INPDIR%\FLT\CAU_flt.las
%INPDIR%\A01_LAS\*.las
```

Filtrar os pontos do terreno com o comando GroundFilter, diferenciando os pontos que correspondem ao solo daqueles que não são solo, especificando o diretório de saída da nuvem filtrada, o tamanho da janela (8) e o diretório onde se encontra a nuvem cujos outliers foram removidos no passo anterior.

```
C:\fusion\GroundFilter %INPDIR%\GDF\CAU_flt_gdf.las 8
%INPDIR%\FLT\CAU_flt.las
```

Gerar o MDT a partir dos pontos do solo filtrados (gdf_flt_CAUA01.las) utilizando o comando GridSurfaceCreate. Nessa etapa o arquivo que será criado possui extensão .dtm com 1 metro de resolução espacial e está georreferenciado no sistema de coordenadas com projeção UTM na zona 22 sul.

```
C:\fusion\GridSurfaceCreate %IMGDIR%\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.dtm 1 M M
1 22 0 0 %INPDIR%\GDF\CAU_flt_gdf.las
```

A visualização em ambiente SIG requer a conversão do arquivo .dtm para a extensão .asc conforme o comando abaixo:

```
C:\fusion\DTM2ASCII %IMGDIR%\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.dtm
```

```
IMGDIR%\ASC\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.asc
```

Geração dos produtos em ambiente SIG a partir do MDT. Carregar o arquivo no GRASS GIS (-o = usar a projeção definida para o projeto).

```
r.import
input=C:\3D\ALS\Cauaxi\IMAGNS\2012\ASC\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.asc
output=CAU_flt_gdf_dtm -o --overwrite
```

Uma etapa importante do processamento no GRASS é a definição da região de trabalho.

```
g.region raster=CAU_flt_gdf_dtm@Cristiano
```

Modelagem da hidrografia

Comando utilizado para gerar o MDT com as depressões espúrias preenchidas, a direção de fluxo, as bacias hidrográficas, a acumulação do fluxo e o índice topográfico de umidade. Dos mapas gerados, os consistentes e importantes para uso foram o MDT com as depressões corrigidas, o índice topográfico de umidade e o de acumulação. O mapa de direção de fluxo foi utilizado para cálculo do mapa de índice topográfico. O mapa de bacias e o de direção apresentados no trabalho foram gerados por outro comando.

```
r.terraflow --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm@Cristiano
filled=CAU_flt_gdf_dtm_filled
direction=CAU_flt_gdf_dtm_flowdirection
watershed=CAU_flt_gdf_dtm_watershed
accumulation=CAU_flt_gdf_dtm_accumulation
tci=CAU_flt_gdf_dtm_indtopogumid
```

Exportar novo modelo digital de terreno com as depressões preenchidas.

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\DTM\CAU_flt_gdf_dtm\CAU_flt_gdf_dtm_f
```



```
illed.tif format=GTiff
```

Exportar mapa de índice topográfico.

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_indtopogumid@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_dtm_
_indtopogumid\CAU_flt_gdf_dtm_indtopogumid.tif format=GTiff
```

Exportar mapa de acumulação.

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_accumulation@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_dtm_
_accumulation\CAU_flt_gdf_dtm_accumulation.tif format=GTiff
```

Gerar mapa de bacias, direção de fluxo e rede de drenagem.

```
r.watershed --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
threshold=400000 basin=CAU_flt_gdf_dtm_basins
```

Converter raster do mapa de bacias para vetor.

```
r.to.vect --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_basins@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_basin_v type=area
```

Exportar o mapa vetorial das bacias.

```
v.out.ogr --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_basin_v@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_dtm_
_basins\CAU_flt_gdf_dtm_basin_v format=ESRI_Shapefile
```

Exportar mapa de bacias.

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_basins@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_dtm
```

```
_basins\CAU_flt_gdf_dtm_basins.tif format=GTiff
```

Extrair a rede de drenagem e a direção de fluxo.

```
r.watershed --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
threshold=120000 stream=CAU_flt_gdf_dtm_stream@Cristiano
drainage=CAU_flt_gdf_dtm_direction
```

Extrair a ordem do rio de acordo com Strahler (1964). Instalar o complemento r.stream.order.

```
g.extension extension=r.stream.order
```

```
r.stream.order stream_rast=CAU_flt_gdf_dtm_stream@Cristiano
direction=CAU_flt_gdf_dtm_direction
elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
strahler=CAU_flt_gdf_dtm_stream_strahler --overwrite
```

Diminuir a espessura da rede de drenagem.

```
r.thin --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_stream_strahler@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_stream_thin
```

Converter o arquivo raster da rede de drenagem para vetor.

```
r.to.vect --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_stream_thin@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_stream_thin_v type=line
```

Exportar o mapa vetorial dos rios.

```
v.out.ogr --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_stream_thin_v@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_str
eam\CAU_flt_gdf_dtm_stream_v format=ESRI Shapefile
```

Após se obter o mapa vetorial é possível aplicar uma expressão matemática para obter buffers com distância variável em relação à ordem do rio. Por exemplo, na calculadora da tabela de atributos escrever a função para se obter uma nova coluna de valores: if(“coluna contendo o valor da ordem” = X, distância em metros do buffer, if(“coluna contendo o valor da ordem” = Y, distância em metros do buffer, Z)). Nesse exemplo, em um rio com 3 ordens teremos a ordem X, Y e Z com diferentes distâncias de buffer.

Instalar o complemento r.stream.distance

```
g.extension extension=r.stream.distance
```

Calcular a distância vertical e horizontal da rede em relação aos rios. Usar o raster de rios obtido do comando r.watershed ou r.stream.order.

```
r.stream.distance
stream_rast=CAU_flt_gdf_dtm_stream_strahler@Cristiano
direction=CAU_flt_gdf_dtm_direction@Cristiano
elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano method=downstream
distance=CAU_flt_gdf_dtm_stream_distance
difference=CAU_flt_gdf_dtm_stream_difference --overwrite
```

Exportar mapa de distância horizontal e vertical da rede de drenagem

```
r.out.gdal --overwrite
input=CAU_flt_gdf_dtm_stream_difference@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_dtm_stream_difference_and_distance\CAU_flt_gdf_dtm_stream_difference.tif
if format=GTiff
```

```
r.out.gdal --overwrite
input=CAU_flt_gdf_dtm_stream_distance@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_gdf_dtm_stream_difference_and_distance\CAU_flt_gdf_dtm_stream_distance.tif
format=GTiff
```

Adicionar extensões para obtenção do mapa de áreas com risco de inundação

```
g.extension extension=r.hazard.flood
g.extension extension=r.area
```

Extrair mapa de risco de inundação

```
r.hazard.flood map=CAU_flt_gdf_dtm@Cristiano
flood=CAU_flt_gdf_dtm_flood mti=CAU_flt_gdf_dtm_mti --overwrite
```

Exportar os mapa de área com risco de inundação

```
r.out.gdal input=CAU_flt_gdf_dtm_flood@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_dtm_flood\CAU_flt_dtm_flood.tif format=GTiff
```

Comando para calcular cheia. Deve ser levado em conta a elevação do local.

Exemplo: considerando o interior da calha do rio no MDT com 80 metros de elevação, então simulou-se a inundação, gradativamente, até 95 metros do ponto de menor.

```
r.lake --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
water_level=80 lake=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_80
seed=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
```

```
r.lake --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
water_level=85 lake=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_85
seed=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
```

```
r.lake --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
water_level=90 lake=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_90
seed=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
```

```
r.lake --overwrite elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
water_level=95 lake=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_95
```

```
seed=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
```

Exportar mapa de cheia

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_85@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_dtm_flood\CAU_flt_dtm_flood_r.lake_85.tif format=GTiff
```

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_90@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_dtm_flood\CAU_flt_dtm_flood_r.lake_90.tif format=GTiff
```

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_r.lake_95@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_hidrografia\CAU_flt_dtm_flood\CAU_flt_dtm_flood_r.lake_95.tif format=GTiff
```

Modelagem da topografia

Gerar curvas de nível com elevação de 3 metros entre cada curva

```
r.contour --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_contour@Cristiano step=3 cut=1000
```

Exportar as curvas de nível em formato vetorial

```
v.out.ogr --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_contour@Cristiano
type=line
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_contour3\CAU_flt_gdf_dtm_contour3m format=ESRI_Shapefile
```

Calcular declividade e aspecto

```
r.slope.aspect --overwrite
```



```
elevation=CAU_flt_gdf_dtm_filled@Cristiano
slope=CAU_flt_gdf_dtm_slope aspect=CAU_flt_gdf_dtm_aspect
```

Filtrar o mapa de declividade para amenizar o efeito da granulometria

```
r.neighbors --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_slope@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt method=median size=11
```

Checar a amplitude da declividade (0 a 54,7°)

```
r.info map=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt@Cristiano
```

Exportar os mapas de aspecto e declividade

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt.tif format=GTiff
```

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_aspect@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_gdf_dtm_aspect\CAU_flt_gdf_dtm_aspect.tif format=GTiff
```

Reclassificar o raster de declividade para identificar app e áreas de restrição para o skkider e caminhão carregado.

```
r.reclass --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_app
rules=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\reclass_app.txt
```

```
r.reclass --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_skidder_cam
rules=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\reclass_skidder_cam.txt
```

Exportar os mapas de APP e de restrição quanto ao uso do trator skidder e caminhão

```
r.out.gdal --overwrite
input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_app@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_app.tif format=GTiff
```

```
r.out.gdal --overwrite
input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_skidder_cam@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_skidder.tif format=GTiff
```

Reclassificar o mapa de declividade seguindo a proposta da Embrapa

```
r.reclass --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_embrapa
rules=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\reclass_embrapa.txt
```

Exportar mapa de declividade reclassificado com as regras da Embrapa

```
r.out.gdal --overwrite
input=CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_embrapa@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_slope\CAU_flt_gdf_dtm_slope_flt_reclass_embrapa.tif format=GTiff
```

Reclassificar o mapa de orientação da vertente de acordo com os pontos cardeais e colaterais.

```
r.reclass --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_aspect@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_aspect_reclass
rules=F:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_gdf_dtm_aspect\reclass_aspect.txt
```

Exportar o mapa de aspecto reclassificado

```
r.out.gdal --overwrite
input=CAU_flt_gdf_dtm_aspect_reclass@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_gdf_dtm_
aspect\CAU_flt_gdf_dtm_aspect_reclass.tif format=GTiff
```

Sombreamento

Gerar mapa sombreado para extração manual das estradas.

```
r.relief --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm@Cristiano
output=CAU_flt_gdf_dtm_shade altitude=45 azimuth=315
```

Exportar o mapa sombreado

```
r.out.gdal --overwrite input=CAU_flt_gdf_dtm_shade@Cristiano
output=C:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Modelagem_topografia\CAU_flt_dtm_hill
shade\CAU_flt_gdf_dtm_shade.tif format=GTiff
```

Modelagem de densidade relativa

Gerar o mapa de densidade relativa.

```
C:\FUSION\Cover /all /upper:5 %IMGDIR%\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.dtm
%IMGDIR%\RDM\CAU_flt_gdf_rdm.dtm 1 1 M M 1 0 0 0
%INPDIR%\FLT\CAU_flt.las
```

Converter para .asc para visualizar em ambiente SIG.

```
C:\fusion\DTM2ASCII %IMGDIR%\DTM\rdm_gdf_flt_CAUA01.dtm
%IMGDIR%\ASC\ rdm_gdf_flt_CAUA01.asc
```

Modelagem digital de altura

O comando abaixo foi utilizado para gerar o modelo digital de superfície.

```
C:\fusion\CanopyModel %IMGDIR%\DSM\CAU_flt_dsm.dtm 1 M M 1 22 0 0
%INPDIR%\FLT\CAU_flt.las
```

Após obtido o modelo em formato .dtm ele deve ser convertido para o formato .asc possibilitando sua abertura no SIG.

```
C:\fusion\DTM2ASCII %IMGDIR%\DSM\CAU_flt_dsm.dtm
%IMGDIR%\ASC\DSM\CAU_flt_dsm.asc
```

Subtraindo-se da nuvem de pontos o MDT obteve-se o modelo digital de alturas

```
C:\fusion\CanopyModel
/ground:C:\3D\ALS\Cauaxi\IMAGNS\2012\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.dtm
%IMGDIR%\CHM\CAU_flt_chm.dtm 1 m m 1 22 0 0
%INPDIR%\FLT\CAU_flt.las
```

Assim como no modelo digital de superfície a conversão de formatos foi executada.

```
C:\fusion\DTM2ASCII %IMGDIR%\CHM\CAU_flt_chm.dtm
%IMGDIR%\ASC\CHM\CAU_flt_chm.asc
```

Para se obter o dossel mais alto da floresta o arquivo do modelo digital de altura foi adicionado no QGIS e utilizou-se a calculadora raster para isolar o dossel acima de 40 metros de altura. Onde CAU_flt_chm_tcm é o arquivo gerado contendo o mapa com as copas mais alta.

```
"CAU_flt_chm_tcm" = !setnull("CAU_flt_chm@1") >= 40
```

Modelagem da biomassa

Após aberto o modelo digital de alturas no SIG, seu formato foi alterado para .tif e exportado novamente para proceder com a modelagem de biomassa. A partir daí trabalha-se no software estatístico R.

```
# Instalar e habilitar os pacotes necessários
install.packages("raster")
install.packages("rgdal")
library(raster)
library(rgdal)

# Definir o diretório de trabalho
setwd("C:\\3D\\ALS\\Cauaxi\\Mapas\\Modelagem_biomassa")

# Carregar o arquivo do modelo digital de alturas.
mda = raster("CAU_flt_chm.tif")
#Visualiza mapa de MDA.
plot (mda)
#Conferir dados do raster (extensão, projeção, resolução etc).
print(mda)

# Agregar os pixels alterando a resolução de 1 metro para 50
metros, onde cada célula de 50 metros contém o valor médio dos 2500
pixels = TCH.
mda50 = aggregate(mda, fact = 50, fun = mean, expand = F)
plot(mda50)

# Converter o arquivo raster em data frame para aplicar a equação
de biomassa.
mda50_df= as.data.frame(mda50, xy=TRUE, centroids=TRUE)

# Aplicar a equação de biomassa. Criar uma nova coluna com os
valores de biomassa acima do solo (BAS) em um novo data frame,
porém, com as informações existentes no data frame anterior
(mda50df).
bas = within(mda50df, bas <-
(0.054*((mda50_df$CAU_flt_chm.tif)^1.76))*2)

# Remove a coluna dos valores de TCH mantendo apenas a coluna com
os valores de BAS.
```



```

bas_r = bas[, -c(3)]

# Criar um raster de biomassa no sistema de coordenadas SIRGAS 2000
# projecao UTM.
bas_map = rasterFromXYZ(bas_r, crs = "+proj=utm +zone=22 +south
+ellps=GRS80 +towgs84=0,0,0,0,0,0,0 +units=m +no_defs")
plot(bas_map)

# Exportar o raster de biomassa
writeRaster(bas_map, filename='CAU_flt_chm_bas.tif', format='tif',
overwrite = TRUE)

```

Perfil vertical da floresta

Extrair a distribuição dos pontos da nuvem inteira metro a metro dentro das células de 50 metros

```

C:\fusion\DensityMetrics %IMGDIR%\DTM\CAU_flt_gdf_dtm.dtm 50 1
%STADIR%\slicethickness\CAU_gdf_flt_slc.csv
%INPDIR%\FLT\CAU_flt.las

```

Ajustar a função Weibull de dois parâmetros para se obter os parâmetros de forma e escala para a nuvem conforme a distribuição dos pontos obtida na etapa anterior. Esta etapa do processamento acontece no R.

```

PATH = "K:\\3D\\ALS\\Cauaxi\\ESTATS\\2012\\slicethickness\\"

mapa = read.csv(paste(PATH, "CAU_gdf_flt_slc_all_returns.csv",
sep=""))

# Ajustar weibull
#install.packages("fitdistrplus")
#install.packages("reshape2")
library('fitdistrplus')
library('reshape2')

scale.s = NA
shape.s = NA

```

```

scale.c = NA
shape.c = NA

hbreak = 10

for (i in seq(1, dim(mapa)[1],1)){
  print(i)
  chp.celula = melt(mapa[i,-c(1:4)])
  chp.celula[,1] = (as.numeric(chp.celula[,1])-0.5)

  # Subbosque
  sub.temp = chp.celula[chp.celula$variable <= hbreak,]
  chp.celula.sub = rep(sub.temp[,1],sub.temp[,2])

  if(sum(sub.temp$value) > 100 & dim(sub.temp)[1] > 1){
    tryCatch({params = fitdist(as.numeric(chp.celula.sub),
"weibull")
              scale.s[i] = params$estimate[2]
              shape.s[i] = params$estimate[1]
            }, error=function(e){
              scale.s[i] = 0
              shape.s[i] = 0
            })
  } else {
    scale.s[i] = 0
    shape.s[i] = 0
  }

  # copa
  copa.temp = chp.celula[chp.celula$variable > hbreak,]
  chp.celula.copa = rep(copa.temp[,1],copa.temp[,2])

  if(sum(copa.temp$value) > 100 & dim(copa.temp)[1] > 1){
    tryCatch({params = fitdist(as.numeric(chp.celula.copa),
"weibull")
              scale.c[i] = params$estimate[2]
              shape.c[i] = params$estimate[1]
            }, error=function(e){
              scale.c[i] = 0
              shape.c[i] = 0
            })
  } else {

```

```

        scale.c[i] = 0
        shape.c[i] = 0
    }
}

rm(chp.celula, copa.temp, sub.temp, chp.celula.copa,
chp.celula.sub, i, params)

mapa = cbind(mapa, scale.s, shape.s, scale.c, shape.c)

write.csv(x = mapa, file = paste(PATH,
"CAU_gdf_flt_slc_mapa_all_returns.csv", sep=""))

```

Após ajustar os parâmetros de forma e escala para toda a nuvem e obter um arquivo em formato .csv, exporta-se o mapa no formado asc.

```

C:\fusion\CSV2GRID
%STADIR%\slicethickness\CAU_gdf_flt_slc_mapa_all_returns.csv 80
%IMGDIR%\ASC\CHP\CAU_gdf_flt_slc_c_shape.asc

C:\fusion\CSV2GRID
%STADIR%\slicethickness\CAU_gdf_flt_slc_mapa_all_returns.csv 79
%IMGDIR%\ASC\CHP\CAU_gdf_flt_slc_c_scale.asc

C:\fusion\CSV2GRID
%STADIR%\slicethickness\CAU_gdf_flt_slc_mapa_all_returns.csv 78
%IMGDIR%\ASC\CHP\CAU_gdf_flt_slc_s_shape.asc

C:\fusion\CSV2GRID
%STADIR%\slicethickness\CAU_gdf_flt_slc_mapa_all_returns.csv 77
%IMGDIR%\ASC\CHP\CAU_gdf_flt_slc_s_scale.asc

```

Localização das árvores dominantes e codominantes

A localização de árvores dominantes e codominantes utilizou uma janela de 10000 metros. Com isso, ao final do processamento, um total de 22.801 árvores foram localizadas. Destas foram filtradas em média 6 árvores por ha, o que correspondeu a

aproximadamente 7.284 árvores para a área de estudo. O arquivo foi aberto em ambiente SIG para construção do mapa.

```
set A=10000
set B=0
set C=0
set D=0
set E=0
set F=0

C:\fusion\CanopyMaxima /wse:%A%,%B%,%C%,%D%,%E%,%F%
%IMGDIR%\CHM\CAU_flt_chm.dtm
%STADIR%\canopymaxima\CAU_flt_chm_cm.csv
```

Mapeamento de clareiras

Reclassificar o MDA para se obter apenas o estrato igual ou inferior a 10 metros de altura.

```
r.mapcalc "CAU_flt_chm_cof = (CAU_flt_chm@Cristiano <= 10)" --
overwrite
```

Converter o mapa reclassificado para formato vetorial

```
r.to.vect -s --overwrite input=CAU_flt_chm_cof@Cristiano
output=CAU_flt_chm_cof type=area
```

Exportar o formato vetorial.

```
v.out.ogr --overwrite input=CAU_flt_chm_cof_hunter@Cristiano
output=F:\3D\ALS\Cauaxi\Mapas\Canopy_openness\CAU_flt_chm_cof_hunte
r format=ESRI_Shapefile
```